**UNIVERSIDADE DE LISBOA**
**INSTITUTO SUPERIOR TÉCNICO**


# Redução do consumo energético e das emissões de gases com efeito de estufa no tratamento de águas residuais. Um roteiro de ação para entidades gestoras


Fernando Manuel da Silva Godinho

Orientador: Doutor José Manuel de Saldanha Gonçalves Matos
Co-orientadora: Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte


Tese aprovada em provas públicas para obtenção do grau de Doutor em Engenharia do Ambiente
Qualificação atribuída pelo Júri: Aprovado com Muito Bom

Júri

Presidente: Presidente do Conselho Científico do IST
Vogais: Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte
Doutor José Manuel de Saldanha Gonçalves Matos
Doutora Maria João Filipe Rosa
Doutora Maria Júlia Fonseca de Seixas
Doutor António João Carvalho de Albuquerque
Doutora Ana Fonseca Galvão


2015

**UNIVERSIDADE DE LISBOA**
**INSTITUTO SUPERIOR TÉCNICO**


# Redução do consumo energético e das emissões de gases com efeito de estufa no tratamento de águas residuais. Um roteiro de ação para entidades gestoras


Fernando Manuel da Silva Godinho

Orientador: Doutor José Manuel de Saldanha Gonçalves Matos
Co-orientadora: Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte


Tese aprovada em provas públicas para obtenção do grau de Doutor em Engenharia do Ambiente
Qualificação atribuída pelo Júri: Aprovado com Muito Bom

Júri

Presidente: Presidente do Conselho Científico do IST

Vogais: Doutora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte, Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa;
Doutor José Manuel de Saldanha Gonçalves Matos, Professor Catedrático do Instituto Superior Técnico da Universidade de Lisboa;
Doutora Maria João Filipe Rosa, Investigadora Principal do Laboratório Nacional de Engenharia Civil;
Doutora Maria Júlia Fonseca de Seixas, Professora Auxiliar da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa;
Doutor António João Carvalho de Albuquerque, Professor Auxiliar da Faculdade de Engenharia da Universidade da Beira Interior;
Doutora Ana Fonseca Galvão, Professora Auxiliar do Instituto Superior Técnico da Universidade de Lisboa.

2015

**Redução do consumo energético e das emissões de gases com efeito de estufa no tratamento de águas residuais. Um roteiro de ação para entidades gestoras**


## RESUMO

Nesta tese é proposto um contributo para um roteiro de ação, a aplicar por entidades gestoras de sistemas de águas residuais, visando a mitigação dos consumos energéticos e das emissões de gases com efeito de estufa (GEE) associadas ao tratamento de águas residuais. O roteiro proposto integra as seguintes vertentes principais:

- a projeção de cenários e metas de mitigação;
- a avaliação e seleção das opções e medidas mais eficazes, tendo em vista os custos, para alcançar aquelas metas;
- a informação/formação/sensibilização dos diferentes atores para a prevenção das condições externas essenciais à aplicação e eficácia daquelas opções e medidas;
- a monitorização e revisão.

Com base em pesquisa bibliográfica, complementada com abordagens inovadoras, é proposta uma ferramenta técnica de apoio à aplicação do roteiro, contemplando:

- metodologias e formulações para avaliação de emissões de GEE;
- metodologias para identificação e avaliação/seleção das soluções e medidas de mitigação mais eficazes.

A aplicação da ferramenta técnica proposta a um caso de estudo realçou a grande importância da redução da intensidade carbónica da energia consumida nas ETAR e da reciclagem das águas residuais (recuperação energética, reutilização da água e valorização das lamas), enquanto medidas de elevada eficácia na mitigação de emissões.



Palavras chave: estações de tratamento de águas residuais, emissões de gases com efeito de estufa, medidas de mitigação.

**Energy consumption and greenhouse gas emissions reduction in wastewater treatment. A roadmap for management entities**


**ABSTRACT**

This thesis proposes a contribution to a roadmap, to be applied by wastewater treatment system management entities, aiming to minimize energy consumption and GHG emissions associated with wastewater treatment. The proposed roadmap includes:

- the analysis of mitigation scenarios and the forecast of energy consumption and GHG emissions reducing targets;
- the evaluation/selection of the most cost effective measures aiming to reach those targets;
- the different stakeholders information and awareness aiming to prevent/create conditions that, not depending directly on the action of the wastewater system management entity, are crucial to implement the best measures and to improve its effectiveness;
- the monitoring and review procedures.

Based on literature research, complemented with some innovative approaches, and to support the implementation of the roadmap, a tool involving the following methodologies is proposed:

- innovative methodologies and formulations to assess GHG emissions in wastewater treatment;
- a methodology for identification and evaluation/selection of the most cost effective solutions and measures.

The application of the proposed tool to a case study highlighted the great importance of the energy consumed carbon intensity and the wastewater recycle( energy recovery, wastewater reuse and sludge valorization), in order to fulfill GHG emissions reduction targets.



**Keywords**: wastewater, wastewater treatment plants, greenhouse gas emissions reduction, mitigation measures.

# Índice

## Índice de figuras

### Figuras do texto

# Índice de tabelas

## Tabelas do texto

## Tabelas dos anexos

## Notação

### Acrónimos

ABPR - Animal By-Products Regulations

ACEEE – American Council for an Energy- Efficient Economy

AdA – Águas do Algarve S.A.

ADP – Águas de Portugal S.A.

ADWR - Arizona Department of Water Ressources

AGO – Australian Greenhouse Office

AGROGES – AGRO.GES. Sociedade de Estudos e Projetos

AGV – Ácidos gordos voláteis

ALE – Áreas de localização empresarial

*ANAMOX* - Anaerobic ammonium oxidation

APREN - Associação Portuguesa de Energias Renováveis

AVAC – Aquecimento, ventilação e ar condicionado

BAT – Best available technology

*BEAM* – Biosolids Emissions Assessment Model

BIOCELL - Energy self-sustaining and environmental footprint reduction on wastewater treatment plants via fuel cells. Project LIFE07 ENV/E/000847

BTU - British Thermal Unit

*CANON* - Completely Autotrophic Nitrogen-removal Over Nitrite

Carbon Trust – Organização mundial de especialistas independentes cuja missão é contribuir para a evolução para uma economia de baixo carbono (informação constante no *site* da organização)

CCAR - California Climate Action Registry

CCME – Canadian Council of Ministers of the Environment

CCNUCC - Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques

CDM – Clean Development Mecanism

CDR – Combustíveis derivados de resíduos

CEAR – Comissão Especializada de Águas e Resíduos

CELE – Comércio Europeu de Licenças de Emissão

CER – Certified Emission Reduction

CIPAC - Critical Infrastructure Partnership. Advisory Council

CIRVER - Centros Integrados de Valorização e Eliminação de Resíduos

COGEN – Associação da indústria de cogeração de energia

CSWG - Cyber Security Working Group

CVE – Centrais de Valorização Energética

DEFRA - Department for Environment, Food and Rural Affairs (UK)

*DEMON* – DEamMONnification

DETR - Departamento do Ambiente, Transportes e Regiões (UK)

DGGE – Direção Geral de Geologia e Energia
DQA – Diretiva Quadro da Água
DWRC - Decentralized Water Resources Collaborative
EA – Environmental Agency (UK government)
EBC – European Benchmarking Co-operation
ECSM - European Conference on Sludge Management
EDP – Eletricidade de Portugal
ENTEC - Entec Services, Inc
EPRI - Electric Power Research Institute
ERSAR – Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos
ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais
FER – Fontes de energia renováveis
GEE – Gases com efeito de estufa
*GEEM-WWT* - Greenhouse Gas Emissions Estimation Model for Wastewater Treatment
GEFT – Global Environment &Technology Foundation
GHG – Greenhouse Gases
GWRC – Global Water Research Coalition
ICON - I C Consultants Ltd, London
IGAOT – Inspeção Geral do Ambiente e do Ordenamento do Território
INSAAR - Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais
IPCC – International Panel on Climate Change
ISO –International Organization for Standardization
IWA – International Water Association
LNEC – Laboratório Nacional de Engenharia Civil
MCF – Células de combustível microbiológicas
NDWRCDP - National Decentralized Water Resources Capacity Development Project
NEMA - National Electrical Manufacturers Association (USA)
NRAES - Natural Resource, Agriculture, and Engineering Service
NYSERDA – New York State Energy Research and Development Authority
OFWAT - Office of Water Services (UK government)
*OLAND* - Oxygen limited autotrophic nitrification denitrification
OPU – Operações e processos Unitários (de tratamento de águas residuais)
PAH - Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos
PBH – Plano de bacia hidrográfica
PCB – Compostos orgânicos bifenis policlorados
PCCD/F – Policloro-dibenzo-p-dioxinas/ dibenzofuranos
PCI – Poder calorífico inferior
PEAASAR – Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais

PENSAAR 2020 – Plano Estratégico Nacional de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais 2020
PNAC - Programa Nacional para as Alterações Climáticas
PNGR – Plano Nacional de gestão de Resíduos
REACH - Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals
RESP – Rede elétrica de serviço público
RIB – Resíduos industriais banais
ROU - Recycled Organics Unit (The University of New South Wales. Department of Environment and Conservation. Sydney Australia)
RPA - Risk & Policy Analysts Ltd
RSU – Resíduos sólidos urbanos
SAIC - Science Applications International Corporation
*SBR* – Sequencial Batch Reactor
SCADA - Supervisory control and data acquisition
SENDECO2 – Sistema Eletrónico de Negociação de Direitos de Emissão de Dióxido de Carbono
SHSD - Super Heated Steam Dryers
SRF – Solid recovery fuel
SUDS - Sustainable urban drainage system
SWICS - Solid Waste Industry for Climate Solutions
TCIWWI – The Canada Institute of the Woodrow Internation
TRUST - TRansitions to the Urban Water Services of Tomorrow
*UASB* - Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UKWIR – UK Water Industry Research
UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change
USEPA – US Envinonmental Protection Agency
UV – Radiação ultra-violeta
VicWater – Victorian Water. Industry Association Inc.
WARM – Waste Reduction Model
WBCSD – World Business Council for Sustainable Development
WEF – Water Environment Federation
WERF – Water Environment Research Foundation
WRI – Water Resources Institute
WSAA – Water Services Association of Australia
WSCC - Water Sector Coordinating Council
WSSTP - Water Supply and Sanitation Technology Platform
WWTP – Wastewater Treatment Plant

## Simbologia

$CBO_5$ – Carência Bioquímica de Oxigénio (aos 5 dias e a 20ºC)

$CO_2e$ – Dióxido de carbono equivalente

CQO – Carência Química de Oxigénio

gCQO – Grama de CQO

gMS/(HE.dia) – Grama de MS por habitante equivalente e por dia (capitação da produção de lamas no tratamento de águas residuais)

HE – habitante equivalente

$KgCH_4$ – Quilograma de metano

$KgCO_2e$ - Quilograma de $CO_2e$

$KgCO_2e/kg$ – $kgCO_2e$ por quilograma (intensidade carbónica da produção de um produto (reagentes, materiais de enchimento de filtros, nutrientes, balastros, etc)

$KgCO_2e/kWh$ – $kgCO_2e$ por kWh (intensidade carbónica da produção de energia elétrica)

$kgCO_2e/m^3$ – $kgCO_2e$ por metro cúbico de águas residuais tratadas (intensidade carbónica do tratamento de águas residuais)

kgCQO – Quilograma de CQO

kgMS – Quilograma de MS

kgN – Quilograma de azoto

$kgN_2O$ – Quilograma de óxido nitroso

kgP – Quilograma de fósforo

kgSV – Quilograma de sólidos voláteis

kWh – Quilowatt-hora ($10^3$ Wh)

$kWh/m^3$ – kWh por metro cúbico (consumo específico de energia elétrica no tratamento de águas residuais)

kWh/t – kWh por tonelada (consumo específico de energia elétrica na produção de um produto)

$m^3$/(HE.dia) – Metro cúbico por habitante equivalente e por dia (capitação de águas residuais)

$m^3$AR*eut* – Metro cúbico de águas residuais reutilizadas

MJ – Megajoule ($10^6$ Joule)

MS – Matéria sólida (forma de expressão da quantidade de lamas produzidas no tratamento de águas residuais)

MT – Matéria total (forma de expressão da quantidade de lamas que inclui a matéria sólida (MS) e a água intersticial contida nas lamas)

MW – Megawatt ($10^6$ watt)

MWh – Megawatt-hora ($10^6$ watt-hora)

SSV – Sólidos suspensos voláteis

tC – tonelada de carbono

tCal – tonelada de cal

$tCO_2e$ – tonelada de $CO_2e$

$tCO_2e$/ano –$tCO_2e$ por ano

$tH_2SO_4$ – tonelada de ácido sulfúrico

tMS – tonelada de MS

tMT – tonelada de MT

tNaOCl – tonelada de hipoclorito

tNaOH – tonelada de hidróxido de sódio

## Agradecimentos

Esta tese foi desenvolvida com a colaboração e a ajuda de um grupo de pessoas e entidades a quem o autor expressa o seu agradecimento.

Ao Professor José Manuel de Saldanha Gonçalves Matos e à Professora Elizabeth da Costa Neves Fernandes de Almeida Duarte, pela orientação científica do trabalho, pela ajuda sempre disponível e incentivadora e pelas críticas e sugestões que muito beneficiaram esta tese.

À Professora Ana Fonseca Galvão, à Professora Maria Júlia Fonseca de Freitas e à Professora Maria João Filipe Rosa, pelas críticas e sugestões transmitidas no âmbito da Comissão de Acompanhamento da Tese.

Ao Professor Filipe Duarte Santos, coordenador do Programa Doutoral em Alterações Climáticas e Políticas de Desenvolvimento Sustentável, e a todos os docentes daquele programa, pela forma inovadora e motivadora como souberam transmitir conhecimentos e preocupações que foram determinantes na decisão de elaboração e no desenvolvimento desta tese.

À Aguas do Algarve S.A., pela abertura à aplicação das metodologias propostas nesta tese a um caso de estudo envolvendo um conjunto de ETAR de sua propriedade, e aos engenheiros Joaquim Freire e António Martins, daquela Empresa, pela sua disponibilidade e pelas críticas e sugestões apresentadas.

À Professora Maria João Rosa, pela ajuda na abordagem do tema da avaliação de desempenho de ETAR.

À minha filha Cláudia e aos meus amigos, pela ajuda na revisão dos textos.

Á Universidade de Lisboa e à Caixa Geral de Depósitos, pelo apoio financeiro prestado, através da bolsa de doutoramento concedida no âmbito do protocolo Universidade de Lisboa - Caixa Geral de Depósitos.

Finalmente, à minha família pelo apoio e pela compreensão dos fins de semana que foram diferentes.

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Enquadramento e relevância do tema

Os níveis crescentes da concentração de gases com efeito de estufa (GEE) na atmosfera, a partir do começo da era industrial, estão relacionados com a atividade do Homem e têm vindo a provocar uma subida consistente da temperatura média global da atmosfera. É necessária a adoção de medidas de redução das emissões destes gases que permitam conter a sua concentração na atmosfera em níveis que previnam um máximo de 2ºC para aquela subida de temperatura. Estas são conclusões de consenso crescente no meio científico, tendo aquele limite de 2ºC sido reconhecido no Acordo de Copenhaga.

Ainda que as emissões de GEE sejam mitigadas, os desequilíbrios já provocados no efeito de estufa natural proporcionado pela atmosfera serão duradouros, devido aos elevados tempos de residência destes gases, pelo que a necessidade de medidas de adaptação aos impactos inevitáveis das alterações climáticas também é consensual. Esta necessidade deve ser enfrentada por todos os países, como reconhecido no Acordo de Copenhaga.

Os impactos das alterações climáticas no setor da água traduzir-se-ão numa dupla ameaça para os serviços:

- uma ameaça direta, decorrente dos efeitos das alterações climáticas (essencialmente a maior variabilidade das temperaturas do ar, o agravamento dos extremos hidrológicos e a subida do nível do mar), com impactos negativos na quantidade e qualidade dos recursos hídricos disponíveis e na afetação da segurança, do dimensionamento e dos custos de construção e exploração das infraestruturas;
- uma ameaça indireta, associada aos impactos negativos potencialmente decorrentes das medidas de mitigação nos outros setores da economia, centradas essencialmente na procura de novas formas de produção, transformação e consumo de energia que afetarão a disponibilidade e a procura da água.

A maior utilização de energia hídrica e a produção de biocombustíveis aumentarão a pressão na procura da água. A aposta na mobilidade elétrica implicará um forte crescimento das atividades poluentes associadas à produção de baterias e ao seu destino final, com impactos potenciais ao nível da afetação da qualidade dos recursos hídricos disponíveis.

Por outro lado, a premência da atenção requerida pelo confronto das alterações climáticas poderá induzir uma menor preocupação com a necessidade de proteção da água.

Em face da conjuntura sumariamente descrita, e dos cenários previsíveis da sua evolução, as entidades gestoras dos serviços da água não poderão deixar de estar na linha da frente, quer na mitigação, quer na adaptação às alterações climáticas.

## 1.2 Objetivos

A indústria da água no Reino Unido é responsável por cerca de 3% do consumo total de energia (EA, 2009a) e por cerca de 1% do total de emissões de GEE (EA, 2009b). Admite-se

que estas percentagens não variam significativamente entre os países desenvolvidos (USEPA, 2012).

Em Portugal, de acordo com o PENSAAR 2020 (Versão Preliminar - Documento de Trabalho de Maio de 2014), a indústria da água é responsável por 3 a 4% do consumo nacional de energia elétrica. O tratamento de águas residuais é responsável por cerca de 25% do consumo energético desta indústria.

As atividades produtivas associadas à indústria da água são fortemente consumidoras de energia, com consumos específicos da ordem de 1,5 a 2 kWh por cada metro cúbico de água ao longo do ciclo urbano da água. As emissões de GEE associadas ao consumo energético representam cerca de 60% do total de emissões destas atividades (EA, 2009a), pelo que as medidas para reduzir emissões incluirão necessariamente a melhoria da eficiência energética e a redução de consumos de energia.

As atividades produtivas desenvolvidas pela indústria da água contribuem com apenas cerca de 11% para o total de emissões de GEE associadas ao ciclo urbano da água, sendo que os restantes 89% se associam às atividades domésticas relacionadas com o consumo de água, nas quais o aquecimento de águas sanitárias assume um peso determinante (EA, 2010a). Aquela quota-parte de 89% evidencia bem a necessidade da formação/informação e da sensibilização dos utilizadores para uma utilização racional da água e da energia.

Alguns países e organizações já desenvolveram roteiros ("*roadmaps*", na terminologia inglesa) de ação para a redução dos consumos de energia e das emissões de GEE, nuns casos transversais a todos os setores da economia, noutros destinados especificamente ao setor da água. Tratam-se de roteiros gerais, envolvendo as diferentes entidades interessadas, numa atuação concertada e coordenada por entidades legisladoras e, ou reguladoras, visando essencialmente os seguintes objetivos (CIPAC, 2009; EA, 2009a; VicWater, 2006):

- uma participação proactiva das diferentes entidades interessadas, nas quais se incluem, naturalmente, as entidades gestoras dos serviços da água;
- a definição de metas realistas de redução de emissões;
- a consciencialização para a necessidade de mudança de atitudes e comportamentos.

Na pesquisa bibliográfica efetuada não foram encontradas referências a propostas de roteiros a adotar pelas entidades gestoras dos serviços da água, no sentido da sua preparação para uma participação proactiva naqueles roteiros gerais, e para a realização do "*trabalho de casa"* necessário a essa participação.

Numa abordagem considerada inovadora, pretende-se, como objetivo principal da tese, um contributo para a definição de um roteiro de ação, a adotar por aquelas entidades gestoras, englobando as seguintes quatro vertentes principais:

a) desenvolvimento de metodologias e abordagens para recolha e tratamento de informação e para formulação de cenários e metas de redução de consumos energéticos e de emissões de GEE, em trabalho interno da entidade gestora, ou em discussão nos fóruns dos roteiros e iniciativas "*roadmapping*" lançadas e coordenadas por entidades legisladoras e, ou reguladoras;

b) desenvolvimento de metodologias, formulações e aspetos económicos essenciais para a avaliação de emissões de GEE, para a avaliação/seleção das medidas de redução de emissões mais custo-eficazes (as que permitirão atingir as metas de redução de emissões com os mais baixos custos) e para a avaliação dos custos associados a essas medidas;

c) definição das ações e procedimentos mais eficazes para alcançar os seguintes objetivos específicos:

- formação interna do pessoal da entidade gestora (formação para a eficiência);

- comunicação e sensibilização dos consumidores para o uso racional da água e da energia e para a utilização responsável das infraestruturas de drenagem de águas residuais;

- sensibilização das entidades públicas para a necessidade de prevenção e de criação das condições que, não dependendo diretamente da vontade da entidade gestora, são essenciais para a implementação das medidas de redução de emissões de GEE no setor e para a potenciação da sua eficácia;

d) ações e procedimentos inerentes a aspetos de monitorização e revisão.

É proposta, nesta tese, a adoção da palavra portuguesa *roteiro* como tradução da palavra inglesa "*roadmap"*. A filosofia de abordagem de determinado objetivo segundo princípios metodológicos visando a definição de um roteiro de ações, será designada por abordagem "*roadmapping"*.

O âmbito desta tese limitou-se ao tratamento de águas residuais, cujas atividades são responsáveis por cerca de 60 a 65% do total de emissões de GEE associadas às atividades da indústria da água (VicWater, 2006).

### 1.3 Organização e síntese da tese

Na sequência deste capítulo introdutório, a presente tese integra seis capítulos, adiante sumariamente descritos. Na Figura 1.1 é apresentada uma descrição esquemática da organização da tese.

No **capítulo 2** é apresentada uma avaliação sumária do estado atual, em termos do conhecimento científico, nos domínios das alterações climáticas e da avaliação das emissões de GEE na indústria da água, e em termos da consciência/atitude dos países e organizações ligadas a esta indústria no confronto da necessidade da mitigação das emissões de GEE.

No **capítulo 3** são propostas, com base em pesquisa bibliográfica, complementada com abordagens inovadoras, metodologias e formulações para avaliação das emissões de GEE nas estações de tratamento de águas residuais (ETAR) e nas atividades associadas ao seu funcionamento, incluindo emissões diretas e indiretas. Para aplicação destas formulações e metodologias foi desenvolvido um modelo de cálculo automático, em *Excell*, denominado *GEEM-WWT – Greenhouse Gas Emissions Estimation Model for Wastewater Treatment,* o qual engloba todo o ciclo do processo, desde a entrada das águas residuais na ETAR até à descarga/reutilização das águas residuais tratadas, passando pela deposição final/valorização dos subprodutos do tratamento.

No **capítulo 4** são propostas orientações e medidas específicas para a redução do consumo de energia e das emissões de GEE no tratamento de águas residuais.

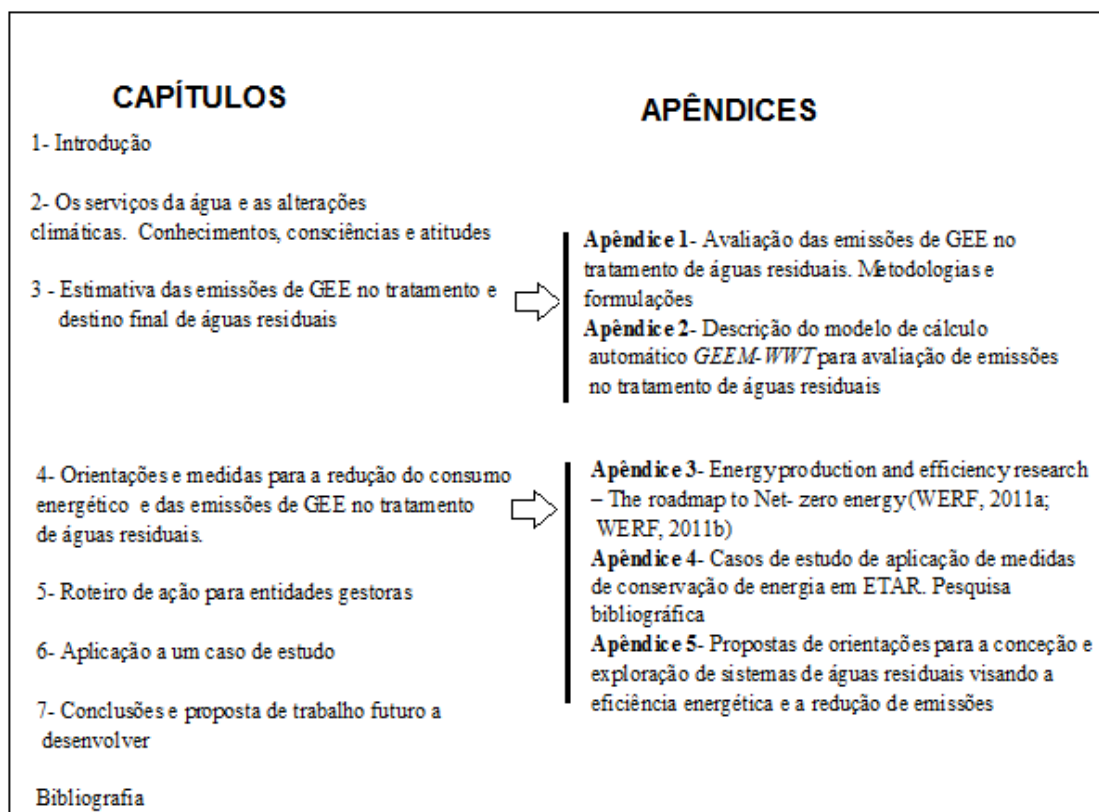



**Figura 1.1- Organização da tese. Apresentação esquemática**

As medidas de redução consideradas, e abordadas nos seus aspetos essenciais, são centradas essencialmente:

- na melhoria das eficiências energética e processual, com base na realização de auditorias aos sistemas e instalações para identificar as oportunidades e potencialidades;

- na redução da intensidade carbónica da utilização da energia em ETAR, através da procura de condições propiciadoras da utilização de fontes menos emissoras e de fontes renováveis de energia;

- na melhoria dos critérios de gestão e conceção e dos procedimentos de exploração de sistemas e de instalações de tratamento de águas residuais, visando a eficiência processual[1] e energética.

Com base em pesquisa bibliográfica, é apresentada, também, uma descrição das conceções inovadoras e das tecnologias emergentes, direcionadas para a eficiência energética, em sistemas de águas residuais .

[1] Por eficiência processual entende-se a proximidade dos procedimentos de operação e de manutenção adotados num sistema, relativamente àqueles que seriam os ótimos do ponto de vista da minimização de consumos e de emissões de GEE.

Por fim são abordados, de forma sumária, aspetos de natureza jurídico-administrativa e regulatória que se poderão traduzir em barreiras condicionadoras da aplicação e, ou do êxito das medidas de redução de consumos e de emissões de GEE no tratamento de águas residuais.

No **capítulo 5** é efetuada a descrição e fundamentação do roteiro proposto, o qual, constituindo o objetivo principal desta tese, envolve as quatro vertentes descritas sumariamente nas alíneas a) a d) do item anterior.

No âmbito da vertente descrita na alínea a), considera-se de salientar o interesse da pesquisa efetuada sobre documentos nacionais e comunitários que estabelecem orientações e metas em domínios específicos relevantes no confronto da mitigação das alterações climáticas, em particular na indústria da água.

A vertente referida na alínea b) constitui o objetivo de uma ferramenta proposta nesta tese para apoio ao desenvolvimento do roteiro, visando os seguintes objetivos relacionados com o conjunto de ETAR exploradas por uma entidade gestora:

- a avaliação dos consumos energéticos e das emissões de GEE associadas ao funcionamento de ETAR;

- a avaliação das necessidades de redução dos consumos energéticos e das emissões de GEE, face a determinados cenários e metas de redução;

- a avaliação e seleção das opções de gestão e das medidas/ações mais custo-eficazes para alcançar essas metas;

- a avaliação dos custos associados às opções e medidas/ações identificadas.

No âmbito da vertente descrita na alínea c), são analisados os aspetos metodológicos essenciais no âmbito da formação/informação e da sensibilização do pessoal interno e dos consumidores e identificadas algumas condições essenciais para a implementação e eficácia das medidas de redução de emissões, para as quais será necessário sensibilizar as entidades legisladoras e reguladoras.

No **capítulo 6** é descrita a aplicação, a um caso de estudo, da ferramenta técnica proposta. O caso de estudo contempla um conjunto de três ETAR (Almargem - Tavira, Faro Noroeste e Olhão Nascente), localizadas no Algarve, que descarregam as águas residuais tratadas na Ria Formosa, meio hídrico classificado como zona sensível (devido à produção de bivalves).

O objetivo essencial desta aplicação consistiu no teste e na avaliação da aplicabilidade da ferramenta proposta.

Apesar de algumas hipóteses simplificadoras necessariamente admitidas, consideram-se válidas as principais conclusões da aplicação ao caso de estudo, as quais:

- realçaram o grande peso da intensidade carbónica da energia elétrica comprada por uma ETAR na avaliação das suas emissões de GEE, tendo-se concluído que o alcance da meta de incorporação de 82,2% de energias renováveis na produção nacional de eletricidade, prevista no Roteiro Nacional de Energias Renováveis para o ano horizonte 2020, facilitaria muito o alcance das metas de redução admitidas;

- evidenciaram a grande importância da eficiência energética, da recuperação da energia incorporada nas águas residuais, da valorização das lamas produzidas no tratamento e da reutilização das águas residuais tratadas, enquanto opções e soluções minimizadoras das emissões de GEE no tratamento de águas residuais;

- revelaram dificuldades no alcance da meta de redução de emissões de GEE no tratamento de águas residuais estabelecida no Roteiro Nacional de Baixo Carbono para o ano 2050 (intensidade carbónica de 39,5 g$CO_2$e/(HE.dia)).

Finalmente, no **capítulo 7** são apresentadas as principais conclusões da tese e formuladas algumas propostas de trabalho futuro a desenvolver.

Após algumas revisões, cuja necessidade foi identificada durante a aplicação ao caso de estudo, concluiu-se que a ferramenta tem aplicabilidade e fornece informação consistente e útil no apoio à decisão no âmbito da avaliação de emissões de GEE no tratamento de águas residuais e no confronto com cenários e metas de redução.

Como trabalho futuro a desenvolver, é sugerido o alargamento do âmbito do roteiro proposto ao conjunto de atividades produtivas associadas a todo o ciclo urbano da água.

É salientada a necessidade de reflexão adicional sobre algumas das metodologias propostas nesta tese, com maior relevância para a metodologia proposta para distribuição pelos anos futuros das emissões incorporadas nos investimentos em instalações de tratamento de águas residuais.

# 2 OS SERVIÇOS DE ÁGUAS E AS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS. CONHECIMENTOS, CONSCIÊNCIAS E ATITUDES

## 2.1 Considerações gerais

Neste capítulo é efetuada uma caracterização global, muito sumária, da situação atual em termos:

a) do conhecimento das alterações climáticas e das suas causas e impactos;

b) do conhecimento no domínio da avaliação de emissões de GEE nas atividades da indústria da água e, em particular, nas associadas ao tratamento de águas residuais.

c) da consciência e das atitudes dos países e organizações, face ao confronto da necessidade de reduzir consumos energéticos, de aproveitar fontes renováveis de energia e de reduzir as emissões de GEE, em particular na indústria da água.

## 2.2 Alterações climáticas.

O conhecimento científico no domínio das alterações climáticas teve um desenvolvimento notável, a partir de 1988, com a criação do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), pela *United Nations Environment Program* (UNEP) e pela *World Metereological Organization* (WMO), sob os auspícios da Assembleia Geral das Nações Unidas. Este corpo científico trabalha no sentido de proporcionar ao mundo uma visão científica clara do estado atual do conhecimento das alterações climáticas e dos seus impactos ambientais e socioeconómicos. Atualmente, são membros do IPCC cento e noventa e cinco países cujos governos participam nos plenários onde são tomadas as decisões sobre os programas de trabalho a desenvolver e sobre a revisão, aceitação e aprovação dos relatórios que vão sendo elaborados pelo corpo científico.

O trabalho do IPCC é politicamente relevante, contudo ideologicamente neutro e nunca politicamente prescritivo (informação obtida no *site* do IPPC).

O IPCC trabalha atualmente no seu quinto relatório, com publicação prevista até finais de 2014, tendo já publicado relatórios nos anos 1990, 1995, 2001 e 2007.

Em seguida são referidas algumas das conclusões do quarto relatório (*Climate Change – The Phisical Science Basis. Sumary for Polycemakers*) e de um relatório intermédio publicado em 27 de Setembro de 2013 (*Climate Change 2013*), este último desenvolvido no âmbito dos estudos do quinto relatório.

As emissões globais de dióxido de carbono ($CO_2$), metano ($NH_4$) e óxido nitroso ($N_2O$) subiram marcadamente desde 1750 e excedem atualmente os valores pré-industriais. Esta subida deve-se principalmente à queima de combustíveis fósseis e a alterações no uso do solo (no caso do $CO_2$) e à agricultura (no caso do $NH_4$ e do $N_2O$).

O aquecimento global é inequívoco, evidenciado por observações na temperatura média do ar e dos oceanos, pelo derretimento do gelo no Ártico e pela subida global do nível do mar. No seu quarto relatório, o IPCC considerou muito provável que grande parte da subida de temperatura desde meados do século XX se deva ao aumento das concentrações de GEE

resultante de emissões de origem antropogénica. No terceiro relatório, esta hipótese havia sido classificada de provável. No relatório publicado em 23 de Setembro de 2013 (*Climate Change 2013*) a classificação desta hipótese subiu para extremamente provável (probabilidade superior a 95%). Verifica-se assim um crescimento, ao longo do tempo, das evidências que relacionam o aquecimento global com as emissões de GEE de natureza antropogénica.

Do conjunto de GEE conhecidos, os mais relevantes associados aos processos e atividades inerentes ao tratamento de águas residuais são o dióxido de carbono, o metano e o óxido nitroso. A importância de cada um destes gases, em termos do seu impacto sobre o clima, avalia-se através do seu potencial de aquecimento global. Este parâmetro depende de algumas das características destes gases e, principalmente, do seu tempo de residência na atmosfera.

Para efeitos de contabilização global de emissões, as emissões dos diferentes gases são objeto de uma transformação teórica em emissões de dióxido de carbono equivalente, utilizando, para este efeito, os potenciais de aquecimento global de cada um dos gases (*Global Warming Potencial - GWP*) que vão sendo publicados pelo IPPC (os valores mais recentes são apresentados na Tabela 2.1).

**Tabela 2.1 - Potenciais de aquecimento global dos principais gases com efeito de estufa**

| GEE | Potenciais de aquecimento global (horizonte de 100 anos) | | |
|---|---|---|---|
| | Segundo relatório IPCC | Terceiro relatório IPCC | Quarto relatório (IPCC, 2007) |
| dióxido de carbono | 1 | 1 | 1 |
| metano | 21 | 23 | 25 |
| óxido nitroso | 310 | 296 | 298 |

O que estes fatores traduzem é que as emissões de óxido nitroso, por exemplo, são 298 vezes mais fortes, em termos do forçamento radiativo (impacto no efeito de estufa provocado pela atmosfera), do que as de dióxido de carbono.

Infelizmente, a relação entre os níveis atuais do conhecimento sobre os mecanismos de formação das emissões de cada um destes gases é inversa da relação entre a sua importância radiativa (CCME, 2009a).

### 2.3 Avaliação de emissões de GEE no tratamento de águas residuais.

O conhecimento científico no âmbito da avaliação de emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais tem vindo a evoluir significativamente, sobretudo com a publicação pelo IPCC, em 2006, da revisão das "*guidelines*" de 1996, através do documento *The 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories,* o qual contempla dois capítulos, no volume 5, dedicados ao tratamento de águas residuais.

A UKWIR, em parceria com a *Carbon Trust*, está a desenvolver um plano estratégico de investigação que, numa primeira fase, contemplou ferramentas e metodologias de quantificação de GEE destinadas a habilitar as entidades gestoras dos serviços da água, no Reino Unido, a quantificarem e comunicarem de forma consistente as suas emissões. Estas

metodologias foram traduzidas em folhas de cálculo *Excell* (*Workbook for 'operational accounting'*) que se encontram acessíveis no *site* da UKWIR (*UKWIR Report Ref No.08/CL/01/5*). Na segunda fase daquele plano foram desenvolvidas orientações (“*guidelines”)* e metodologias para a quantificação das emissões de carbono incorporadas nas intervenções de construção, visando a quantificação das emissões de carbono ao longo de todo o ciclo de vida de uma instalação. Finalmente, na sua terceira fase, atualmente em curso, o plano estratégico de investigação foca-se nas emissões de óxido nitroso e de metano, no sentido de colmatar as lacunas de conhecimento e as dificuldades de quantificação das emissões destes gases associadas ao tratamento de águas residuais.

A UKWIR desenvolve atualmente contactos com o *Department of Environment Food and Rural Affairs* (Defra) e com a *Global Water Research Coalition* (GWRC), no sentido de avaliação das possibilidades de desenvolvimento de trabalho conjunto nesse domínio. Estão também a ser desenvolvidos contactos com outros sectores que fornecem produtos e serviços à UKWIR no sentido de se desenvolverem metodologias consensuais para estimação das emissões incorporados nos produtos consumidos pelos serviços de águas (informação obtida no *site* da UKWIR).

A *Water Services Association of Australia* (WSAA) publicou, em Dezembro de 2007, o trabalho *Fugitive Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Systems* (Foley *et al.,* 2008). Trata-se de uma revisão bibliográfica muito completa sobre a literatura científica existente sobre emissões fugitivas de metano e óxido nitroso e sobre as metodologias disponíveis para avaliação destas emissões num conjunto muito amplo de operações e processos unitários de tratamento de águas residuais.

O *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME) desenvolveu, em 2009, um modelo, intitulado *Biosolids Emissions Assessment Model – BEAM*, destinado a constituir uma ferramenta para os operadores e entidades gestoras poderem estimar as emissões potenciais de GEE associadas a diferentes cenários de gestão de biossólidos.

Apesar destes desenvolvimentos recentes, a avaliação das emissões diretas e indiretas associadas a processos de tratamento de águas residuais confronta-se ainda com algumas dificuldades e incertezas, de que se destacam as seguintes (Foley *et al.,* 2008):

- avaliação de alguns fatores de emissão, designadamente de $N_2O$ em processos avançados de nitrificação-desnitrificação, especialmente quando operados em determinadas condições (baixas concentrações de oxigénio dissolvido, escassez de substrato, baixo pH ou elevadas concentrações de sulfureto de hidrogénio);

- avaliação das perdas de metano dissolvido em sistemas fortemente anaeróbios, as quais se admite poderem variar numa gama alargada de valores (38 a 85%);

- avaliação de fatores de emissão de $N_2O$ nas descargas de águas residuais tratadas em meios recetores específicos, como o mar e os meios estuarinos.

### 2.4 Redução do consumo energético

#### 2.4.1 Programas de conservação da energia

Os serviços da água têm centrado a sua atenção prioritariamente na satisfação de padrões de qualidade dos serviços e na proteção ambiental, não tendo, até meados da década de 80 do século passado, ponderado de forma relevante os consumos energéticos (NYSERDA, 2010).

Os preços crescentes da energia e a necessidade que se vem evidenciando do confronto da mitigação das alterações climáticas têm vindo, ao longo das duas últimas décadas, a motivar uma consciencialização crescente para a necessidade e para as vantagens de reduzir consumos energéticos e emissões de GEE nos diferentes setores da economia e, como não podia deixar de ser, também no setor da água. Acresce que, neste setor, o consumo energético, sendo a maior origem de emissões de GEE, é um dos fatores de custo com maiores potencialidades de poupança.

Em várias referências bibliográficas são apontadas a necessidade e a importância determinante do estabelecimento de um programa de conservação de energia, sempre que uma entidade gestora de serviços de águas pretenda aumentar a eficiência energética e reduzir os consumos de energia nas instalações cuja gestão tem à sua responsabilidade (EPRI, 1994; CCCSD *et al.,* 2002; SAIC, 2006; Jonasson, 2007; USEPA/GETF, 2008; Biehl *et al.,* 2010; Crawford *et al.,* 2010; DEVATA, 2010; USEPA, 2010; NYSERDA, 2010; ACEEE, 2011).

O conjunto de orientações propostas nestas referências para o desenvolvimento de um programa de conservação não varia significativamente de referência para referência. O objetivo final do programa é a redução dos consumos energéticos numa ou num conjunto de instalações, decomposto nos seguintes objetivos intermédios (ACEEE, 2011):

- caracterização e medição da utilização energética de referência para avaliação de poupanças de energia;
- avaliação/seleção e aplicação das medidas de conservação de energia mais eficazes;
- estabelecimento de um plano de medição e verificação de poupanças energéticas.

#### 2.4.2 Certificação pela Norma ISO 50001

Em Setembro de 2011 foi publicada, pela *ISO – International Organization for Standardization*, a norma ISO 50001:2011 "*Energy management systems – Requirements with guidance for use*" (Sistemas de gestão de energia – requisitos e orientações para utilização).

O objetivo da ISO 50001 é a definição de um sistema de gestão da energia (SGE) que permita estabelecer os sistemas e processos necessários para melhorar o desempenho energético global das organizações, com incidência na utilização, no consumo e na eficiência energética.

Ao longo dos três anos de existência da ISO 50001:2011, tem-se vindo a verificar um crescente interesse de organizações do setor da água pela certificação no âmbito desta norma, existindo já um número significativo de organizações certificadas, como, por exemplo, a ACCIONA

ÁGUAS (informação no *site* desta empresa), a MANILA WATER (*site* da Socotec), a ETAR de Viena (Gantner *et al.,* 2013), a EPS PUMPING AND TREATMENT SYSTEMS (*site* desta empresa), a BABCOCK e a SCOTTISH WATER (*site* da *BSI Group*).
Em Portugal, algumas empresas do Grupo Águas de Portugal iniciaram já processos de certificação no âmbito da ISO 50001.

### 2.4.3 Prática Nacional

Em Portugal foi estabelecida, através da Resolução do Conselho de Ministros Nº2 de 2011, a meta de 20% de aumento de eficiência energética, relativamente a 2011, a observar no ano horizonte de 2020, em todos os serviços e organismos da administração pública e nos equipamentos públicos (em que se incluem, naturalmente, as ETAR).
O PENSAAR 2020 (Versão Preliminar - Documento de Trabalho de Maio de 2014) enfatiza a importância da energia nos gastos diretos dos serviços de águas e salienta o facto de algumas entidades gestoras utilizarem já percentagens significativas de energia produzida internamente nas suas instalações (Figura 2.1). No âmbito do "*Objetivo Operacional 3.5 – Valorização dos recursos e subprodutos"*, aquele programa propõe a "*Medida 3.5.6 – Promoção do aproveitamento da capacidade de produção de energia nos sistemas de abastecimento de água e nos sistemas de saneamento de águas residuais"*.
As ETAR nacionais de média a grande dimensão promovem, na sua maioria, a digestão anaeróbia aquecida das lamas, frequentemente com valorização energética do biogás em cogeração. Excetuam-se alguns casos de ETAR, uns devido a constrangimentos de espaço ou de segurança para a instalação dos equipamentos e outros devido a grande sazonalidade das afluências (as reduzidas afluências na época baixa inviabilizam técnica e economicamente este aproveitamento).

### 2.4.4 Prática europeia

#### 2.4.4.1 Evolução recente na Europa central. Os manuais suíço e alemão

A grande maioria das ETAR europeias tinham, até meados da década de 80 do século passado, como objetivo essencial da sua conceção, construção e exploração, a otimização da eficiência do tratamento (NYSERDA, 2010). Até aí, a redução dos custos operacionais surgia mais como desafio individual das entidades operadoras dos sistemas de tratamento de águas residuais do que como procura de um objetivo previsto na conceção/projeto das instalações.
Algum desconhecimento dos processos induzia alguma aversão ao risco que limitava as oportunidades de otimização energética. Apesar de tudo, essas iniciativas individuais começaram a revelar algumas oportunidades de economia de energia que incentivavam novos desafios, sobretudo na Europa central, tendo dado origem à publicação de dois manuais para a utilização da energia no tratamento de águas residuais (WERF, 2010a):

- *Energy at WWTPs* publicado em 1994, na Suiça, pelo *Ministry for Environment, Forest & Landscape;*

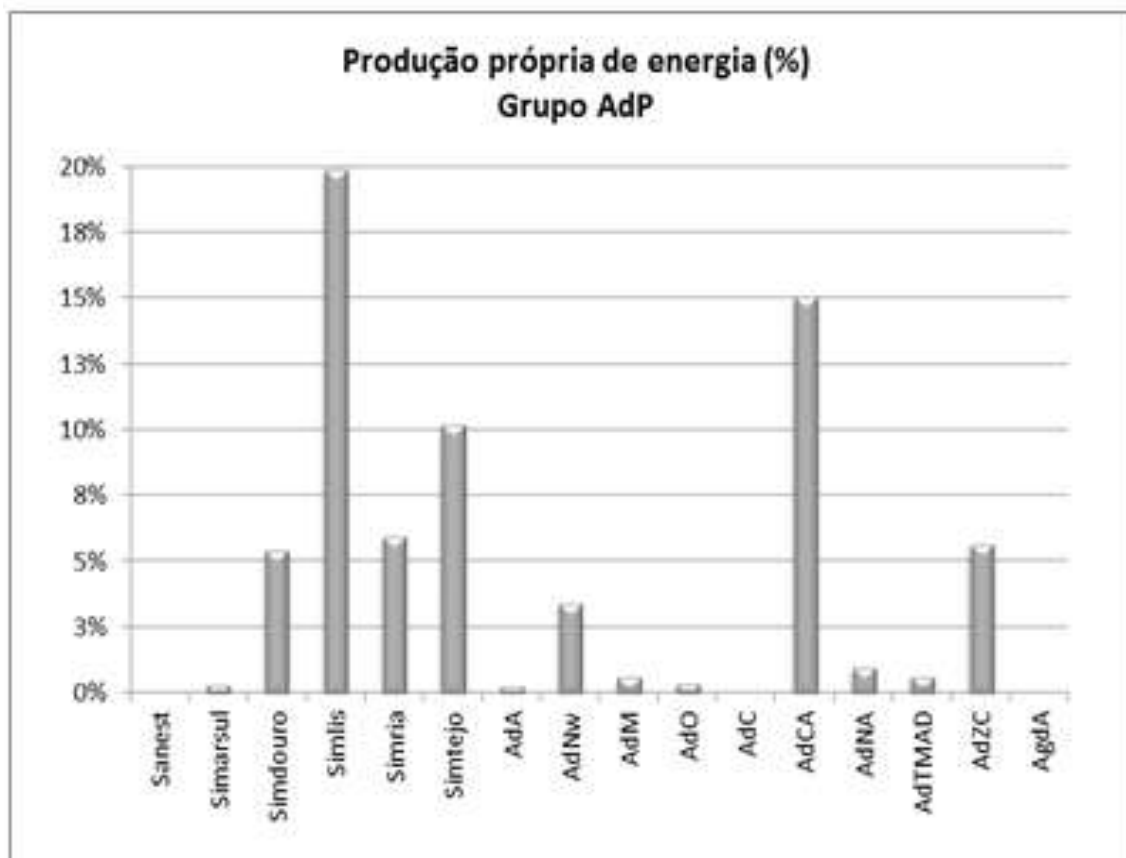
- *Energy at WWTPs,* publicado na Alemanha (North Rhine Westphalia ) em 1999, pelo *Ministry for Environment, Nature Protection, Agriculture & Consumer Protection.*

Fonte: (PENSAAR 2020. Documento de trabalho de Maio 2014)

**Figura 2.1- Produção própria de energia das empresas do Grupo AdP**

**Manual de Energia Suíço**

Este manual apresenta recomendações e orientações para o desenvolvimento de um programa para a conservação de energia em ETAR, propondo uma abordagem em duas fases: uma primeira fase de avaliação geral, em que se identificam oportunidades de melhoria, e uma segunda fase, de detalhe das medidas a adotar.

Para a fase de avaliação detalhada, considera o manual em análise que 80 a 90% dos consumos energéticos de uma ETAR estão associados ao arejamento, ao tratamento de lamas e às bombagens, propondo a prestação de uma particular atenção a estes três itens, indicando os seguintes valores de referência:

- um rendimento mínimo aceitável de transferência de oxigénio em processos de arejamento de 2,0 kg$O_2$/kWh;

- em digestão anaeróbia mesofílica: uma eliminação mínima de voláteis de 45%; e uma produção mínima de biogás de 0,75 $m^3$/kg SSV eliminado e, ou de 0,34 $m^3$/ kg SSV admitido na digestão;

- eficiências mínimas de 65% para bombas de parafuso e de 70% para bombas centrífugas convencionais.

Os resultados da aplicação do Manual Suiço, ao longo de 14 anos, até 2006, foram os seguintes (Muller *et al.,* 2006, citados em WERF, 2010a):

- os custos energéticos nas ETAR objeto de programas de otimização baixaram 38%, em média;

- da redução de custos energéticos verificada, cerca de 33% decorreu de aumento de eficiência e 67% decorreu do aumento de produção de energia a partir do biogás;

- os maiores aumentos de eficiência verificaram-se nos processos biológicos de tratamento, associados à melhoria da gestão energética dos processos;

- o biogás de ETAR revelou-se a maior fonte renovável de energia utilizada na Suíça em 2006.

**Manual de Energia Alemão**

O Manual Alemão tem uma estrutura semelhante à do Manual Suíço, acrescentando contudo um software específico para avaliação da eficiência energética de ETAR. Os objetivos estabelecidos são os seguintes (WERF, 2010a):

- divulgação e transferência de conhecimentos relacionados com a utilização de energias elétrica e térmica no tratamento de águas residuais;

- normalização das abordagens relativas à eficiência energética em ETAR;

- redução dos custos de operação;

- redução das emissões de $CO_2$.

Aquele manual prevê também duas fases para o desenvolvimento de um programa de conservação de energia, uma primeira de avaliação geral e uma segunda de avaliação detalhada, propondo três indicadores para a avaliação global: o consumo total de energia elétrica; o consumo energético do processo de lamas ativadas; e a produção de biogás.

O manual estabelece metas para consumos de energia em ETAR, na totalidade da instalação e no processo de arejamento, e para a produção e aproveitamento de biogás Os valores considerados mais interessantes são apresentados na Tabela 2.2, adaptada de WERF (2010). Nesta tabela figuram valores de consumo em kWh por habitante e por ano, como constam no manual em análise, e valores em kWh por metro cúbico de águas residuais tratadas, estes últimos resultantes da transformação dos valores em kWh/(HE.ano), considerando uma capitação de águas residuais de 180L/(HE.dia).

#### 2.4.4.2 O caso da ETAR de *Strass* (Áustria)

A Europa encontra-se atualmente num estado de conhecimentos e de investigação mais avançado do que os Estados Unidos da América, no que concerne à otimização da eficiência

energética nos serviços de águas (WERF, 2010a). Existem na Europa algumas ETAR autossuficientes em termos energéticos, sendo o caso de estudo mais referenciado na bibliografia a ETAR de *Strass*, de nível de tratamento terciário, na Áustria. Esta instalação, que sofreu um conjunto de remodelações e otimizações que a conduziram de uma situação de consumidor de energia para uma situação de produtor, tem vindo a ser apontada como um caso de sucesso na implementação de medidas para a conservação de energia no tratamento de águas residuais (Jonasson, 2007; Wett *et al.,* 2007; WERF, 2010a; WERF, 2010b; Katehis, 2011; USEPA, 2012).

Pelo interesse desta instalação, é apresentada de seguida uma descrição sumária das principais medidas de conservação de energia adotadas e dos resultados obtidos, efetuada com base na consulta das fontes referidas.

**Descrição geral**

Esta ETAR serve uma população de 60000 habitantes no Verão e 250000 habitantes na época de Inverno. O quadro de qualidade requerido para o seu efluente tratado implica remoção de matéria carbonácea e de matéria azotada. A linha de tratamento é composta pelas seguintes operações e processos unitários de tratamento:

- Fase líquida:

  - tratamento biológico em dois estágios: um primeiro estágio de lamas ativadas de alta carga (tempos de retenção hidráulica de 0,5 horas e de retenção de sólidos de 12 a 18 horas) e um segundo estágio de lamas ativadas em baixa carga, com remoção de nutrientes (utilizando, na medida do necessário, lamas em excesso do 1º estágio como fonte de carbono para a desnitrificação) em reatores do tipo vala de oxidação;

  - tratamento dos filtrados da desidratação de lamas, previamente ao seu envio para a entrada do primeiro estágio do tratamento biológico (processo *DEMON* de remoção da amónia);

- Fase sólida:

  - espessamento conjunto das lamas biológicas dos dois estágios;
  - digestão anaeróbia, com valorização do biogás;
  - desidratação mecânica.

De seguida é apresentada uma descrição sumária das características principais da instalação, determinantes para a sua elevada eficiência energética.

**Maximização da transferência de carga orgânica para os digestores**

A existência de dois estágios do processo biológico, sendo o primeiro em reatores em biomassa suspensa com uma idade de lamas muito reduzida, faz com que a oxidação de matéria carbonácea neste estágio seja mínima (os compostos orgânicos são removidos maioritariamente através de processos de adsorção), permitindo maximizar a quantidade de matéria orgânica enviada para a digestão anaeróbia.

**Tabela 2.2- Consumo e produção de energia em ETAR. Valores observados em 1999 e metas estabelecidas no manual alemão**

| | População equivalente servida (1 HE = 60g $CBO_5$) | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 2000-5000 | | 5000-10000 | | 10000-30000 | | 30000-100000 | | >100000 | |
| | Atual (2) | Meta | Atual (2) | Meta | Atual (2) | Meta | Atual (2) | Meta | Atual (2) | Meta |
| **Consumo total de energia elétrica da ETAR** (kWh/(HE.ano)) / (kWh/$m^3$) (1) | | | | | | | | | | |
| Remoção de matéria carbonácea (Idade de lamas> 5 dias) | - | - | 30 / 0,46 | 23 / 0,35 | 27 / 0,.41 | 21 / 0,32 | 24 / 0,.37 | 18 / 0,27 | - | - |
| Remoção de matérias carbonácea e azotada ( Idade de lamas = 13 dias) | - | - | 39 / 0,69 | 30 / 0,46 | 34 / 0,51 | 26 / 0,40 | 30 / 0,46 | 23 / 0,35 | 26 / 0,41 | 20 / 0,30 |
| Remoção de matérias carbonácea e azotada ( Idade de lamas > 25 dias) | 54 / 0,82 | 41/0,62 | 46 / 0,70 | 36 / 0,55 | 40 / 0,61 | 31 / 0,47 | - | - | - | - |
| **Consumo do processo biológico (arej + recirc)** (kWh/(HE.ano)) / (kWh/$m^3$) (1) | | | | | | | | | | |
| Remoção de matéria carbonácea ( Idade de lamas > 5 dias) | - | - | 20 / 0,30 | 15 / 0,23 | 18 / 0,27 | 14 / 0,21 | 17 / 0,26 | 13 / 0,20 | - | - |
| Remoção de matérias carbonácea e azotada ( Idade de lamas = 13 dias) | - | - | 29 / 0,44 | 22 / 0,34 | 25 / 0,38 | 19 / 0,29 | 23 / 0,35 | 18 / 0,27 | 21 / 0,32 | 16 / 0,24 |
| Remoção de matérias carbonácea e azotada ( Idade de lamas > 25 dias) | 41 / 0,62 | 32/0,49 | 36 / 0,55 | 28 / 0,43 | 31 / 0,47 | 24 / 0,37 | - | - | - | - |
| **Produção de biogás por kg de sólidos voláteis digeridos** ($m^3$/kg SV) | | | | | | | | | | |
| Remoção de matéria carbonácea | - | - | 0,5 | 0,525 | 0,500 | 0,525 | 0,500 | 0,525 | - | - |
| Remoção de matérias carbonácea e azotada | - | - | 0,450 | 0,475 | 0,450 | 0,475 | 0,450 | 0,475 | 0,450 | 0,475 |
| **Percentagem de biogás produzido que é reutilizado** (%) | - | - | 95 | 97 | 97 | 98 | 98 | 99 | 98 | 99 |
| **Percentagem do biogás reutilizado que é convertido em eletricidade** (%) | - | - | 25 | 26 | 29 | 30 | 30 | 31 | 31 | 32 |
| **Percentagem do consumo elétrico que é servida pelo biogás reutilizado** (%) | | | | | | | | | | |
| Remoção de matéria carbonácea | - | - | 48 | 65 | 62 | 84 | 72 | 95 | - | - |
| Remoção de matérias carbonácea e azotada | - | - | 37 | 50 | 50 | 67 | 58 | 78 | 68 | 90 |
| **Percentagem do consumo de energia térmica servida pelo biogás reutilizado** (%) | - | - | 90 | 95 | 95 | 97 | 97 | 98 | 98 | 99 |

(1) Considerando uma capitação de águas residuais de 180 L/(HE.dia)

(2) Média observada em ETAR da Alemanha

(Adaptada de WERF, 2010a)

**Arejamento intermitente controlado pelos níveis de amónia**

O desenho dos reatores biológicos do segundo estágio integra algumas zonas (zonas de transição aerobiose/anoxia) que podem funcionar, quer como zonas aeróbias, quer como zonas anóxicas, permitindo assim uma flexibilidade de adaptação dos reatores às condições de afluência e às necessidades de nitrificação e desnitrificação, minimizando o arejamento necessário e o consumo energético. O volume da zona aeróbia dos reatores pode assim aumentar ou reduzir, por escalões, em função das necessidades de oxidação da amónia, à custa de uma maior ou menor utilização das zonas de transição como zonas aeróbias.

O arejamento é intermitente e operado em função de dois "*setpoints*" de controlo da concentração de oxigénio dissolvido, definidos em função dos teores de amónia no efluente dos reatores, medidos em linha, segundo as seguintes relações (Jonasson, 2007):

- se $1 \leq [NH_4] \leq 2$ mg/L, o "*setpoint*" de OD será de 1,7 mg/L nas zonas aeróbias dos reatores e de 0 mg/L nas zonas anóxicas;
- se $[NH_4] < 1$ mg/L, o "*setpoint*" de OD será 0 mg/L em ambas as zonas;
- se $[NH_4] > 2$[2] mg/L, o "*setpoint*" de OD será 1,7 mg/L em ambas as zonas.

As zonas de transição aerobiose/anoxia dispõem de equipamento de arejamento e de equipamento específico para agitação, garantindo este último a suspensão da biomassa nos períodos de funcionamento em anoxia, ou em situações de necessidades de arejamento muito reduzidas.

**Poupança no tratamento dos caudais de retorno do tratamento de lamas**

Num período inicial de funcionamento da ETAR, de 1997 a 2004, os reatores do segundo estágio eram operados em nitrificação/desnitrificação, recorrendo às lamas em excesso do primeiro estágio para a fonte de carbono. Em 2004 entrou em funcionamento um processo de remoção da amónia, aplicado aos retornos do tratamento de lamas, baseado na utilização do processo patenteado *DEMON* que promove a remoção da amónia sem necessidade de fonte suplementar de carbono. Este processo permitiu uma redução significativa da amónia à entrada do segundo estágio, com as seguintes vantagens:

- a percentagem de lamas do primeiro estágio que servia de fonte de carbono para o segundo estágio e que passou a poder ser enviada diretamente para os digestores permitiu uma maior produção de biogás;
- as necessidades energéticas de arejamento para nitrificação no segundo estágio do biológico baixaram.

Em conjunto, estas duas vantagens permitiram uma redução global de 12% no balanço energético global da ETAR.

---

[2] Na referência consultada este valor figura como 3 mg/L

### Seleção criteriosa de processos e equipamentos

Os processos e equipamentos mais consumidores de energia foram selecionados ponderando os custos da energia e os benefícios económicos da sua conservação. Estas ponderações incidiram principalmente na seleção de tamisadores rotativos (baixa velocidade), de um sistema de arejamento por ar difuso de elevada eficiência, de um filtro prensa que se revelou mais eficaz no espessamento de lamas digeridas (comparativamente com centrífugas ou filtros de banda) e de uma unidade de cogeração de elevada eficiência (adicionada à existente).

### Maximização da eficiência dos equipamentos de cogeração

O consumo anual de energia elétrica da ETAR verificado em 2005 foi de 7860 kWh/dia e a produção de energia elétrica na cogeração foi de 8490 kWh/dia, verificando-se, assim, uma autossuficiência de 108% (contra 49% em 1996). Um dos passos mais importantes para este crescimento da autossuficiência da ETAR foi a instalação, em 2001, de um novo motogerador de elevada eficiência, que passou a funcionar em condição de prioridade sobre o motogerador existente, com uma potência elétrica de 340 kW. Este novo equipamento permitiu aumentar a eficiência da conversão em energia elétrica de 33% para 38%.
O incremento da produção de biogás devido ao aumento da carga orgânica introduzida nos digestores contribuiu também para este crescimento do nível de autossuficiência da ETAR.

### Fatores de sucesso e resultados obtidos

Foram identificados os seguintes fatores do sucesso do programa de conservação de energia na ETAR de *Strass*:

- boa formação do pessoal (formação superior, com exceção dos eletromecânicos, com boa formação técnica e elevada experiência) e condições de remuneração motivadoras, de todos os membros da equipa de operação;
- instalação de um elevado nível de automação;
- utilização de ferramentas avançadas de avaliação e parametrização dos processos, para a qual os operadores possuem adequada formação e experiência;
- tolerância ao risco, potenciada pelas ferramentas de controlo eficaz disponíveis (operando com níveis de oxigénio dissolvido próximo de zero, garantindo contudo segurança no cumprimento dos níveis máximos requeridos para a amónia);
- disponibilidade de meios para quantificação dos ganhos energéticos nas diferentes operações e processos unitários.

O programa permitiu obter os seguintes resultados, em termos de economia na exploração:

- redução de 50% nos custos com os reagentes no espessamento de lamas;
- redução de 33% nos custos de desidratação de lamas;
- reduções dos custos energéticos específicos de 6,5 Euro/kg $NH_4$-N removido, em 2003, para 2,9 Euro/kg $NH_4$-N removido, em 2007/2008;
- redução do consumo energético do tratamento dos caudais de retorno do tratamento de lamas de 350 kWh/dia para 196 kWh/dia;

- aumento da eficiência de utilização do biogás, com um incremento da eficiência da cogeração (entrando apenas com eletricidade produzida) de 33% para 38% e com um aumento da eficiência de utilização global do biogás de 2,05 kWh/$m^3$ para 2,30 kWh/$m^3$(considerando eletricidade e calor).

Em termos energéticos globais, a ETAR passou de uma situação de consumidora de energia para um situação de produtora.

### 2.4.5 Pesquisa bibliográfica sobre casos de estudo

Foi efetuada uma pesquisa de casos de estudo de adoção de medidas de conservação de energia em ETAR, tendo sido encontrados quarenta e dois casos de estudo que se encontram sistematizados, por tipo de medida, na Tabela 2.3, numerados com os números 1 a 42.

No apêndice 4 é apresentada, em forma de quadros e sistematizada por tipo de medidas de conservação de energia, a informação mais relevante relativa a cada caso de estudo, essencialmente a dimensão da ETAR (expressa em termos da população servida e, ou do caudal médio diário tratado), as medidas adotadas, os resultados obtidos, os custos associados e a indicação da referência bibliográfica consultada. Nestes quadros do apêndice 4, os casos de estudo encontram-se identificados com a mesma numeração, de 1 a 42.

## 2.5 Incorporação de fontes renováveis de energia

O PEAASAR 2007 – 2013 estabelece as seguintes orientações no sentido da utilização de energias renováveis no abastecimento de águas e no saneamento de águas residuais:

- "…*aproveitamento da energia naturalmente produzida ao longo do tratamento de águas residuais*…" (ponto *7.1 . Ecoeficiência energética*);

- "…*Diversificação de fontes de energia, com recurso a fontes renováveis*" (medida do Eixo 3 do Plano Tecnológico).

Existem em Portugal algumas ETAR que dispõem de pequenos parques de aproveitamento de energia solar com venda direta para o exterior da energia produzida, sem utilização interna. Este tipo de aproveitamento poderá não ser considerado uma incorporação de energias renováveis no tratamento de águas residuais.

No âmbito do aproveitamento de energia solar, é salientado, no PENSAAR 2020 (Versão Preliminar - Documento de Trabalho de Maio de 2014), o interesse da secagem solar das lamas de depuração.

No Reino Unido e na Austrália verifica-se uma forte dinâmica de incorporação de fontes renováveis de energia na indústria da água. A percentagem de energia renovável utilizada no tratamento de águas de consumo e de águas residuais no Reino Unido subiu de 6,4 % em 2002 para 14% em 2006 (Caffour, 2008).

As metas de 20% de incorporação de energias renováveis estabelecidas por muitas entidades gestoras no Reino Unido para o ano 2020 poderão ser ultrapassadas. Foi realizado um inquérito sobre as entidades gestoras dos serviços da água no Reino Unido, ao qual

responderam 14 entidades, sendo que algumas entidades informaram terem estabelecido metas individuais tendencialmente acima daquela meta geral (EA, 2009c).

**Tabela 2.3- Resumo dos casos estudados referenciados na bibliografia consultada**

| Medidas de conservação da energia | Casos estudados referenciados[3] |
|---|---|
| Melhoria de sistemas de bombagem ou pressurização | 9, 16 |
| Melhoria da eficiência de processos de agitação | 16, 36 |
| Potenciação da decantação primária (maximização da carga orgânica derivada para a digestão) | 20 |
| Otimização do funcionamento de reatores biológicos (parâmetros) | 10, 12, 18, 19, 22 |
| Melhoria do controlo de reatores biológicos de nitri/desnitrificação | 10, 29 |
| Melhoria da eficiência de equipamentos de arejamento | 8, 9, 10, 11, 13, 15, 23 |
| Melhoria do desenho de reatores biológicos com remoção de nutrientes | 19 |
| Tratamentos anaeróbios (reator *UASB*) | 42 |
| Tratamento de filtrados e escorrências de processos de desidratação de lamas | 17 |
| Processos de digestão avançada – tratamentos prévios | 33, 34 |
| Codigestão de biossólidos com outros resíduos orgânicos | 21, 30 |
| Maximização da produção de biogás | 21, 30, 33, 34 |
| Cogeração de energias térmica e elétrica. Digestão avançada | 1 a 7, 9, 27, 31, 33, 34, 37 |
| Cogeração em microturbinas | 9, 39 |
| Cogeração em motores de combustão externa | 37 |
| Tratamentos do biogás | 35 |
| Outras formas de aproveitamento do biogás (que não a cogeração e a queima). Conversão em metanol | 32 |
| Melhoria da eficiência em sistemas de extração de água de lamas | 16, 24 |
| Conversão térmica de lamas | 14 |
| Recuperação de energia em processos de tratamento | 25, 26 |
| Células de combustível | 38 |
| Aproveitamento da energia hidráulica das águas residuais | 28, 41 |
| Aproveitamento de energias renováveis (solar e eólica) | 40 |

### 2.6 Redução de emissões no processo produtivo do ciclo urbano da água

Embora as conclusões do IPCC não apontem certezas, a adoção do princípio da precaução tem levado um número crescente de países e organizações a assumir a necessidade de reduzir as emissões de GEE associadas às atividades humanas. Esta necessidade entrou mesmo na economia de algumas sociedades, com a criação de mercado para as emissões de carbono, no qual são transacionados direitos de emissão.

[3] Número identificador para efeito da leitura dos quadros do apêndice 4.

Em Portugal, o PEAASAR 2007-2013 previu a constituição de linhas de investigação e inovação em vários domínios, entre os quais a "… *redução de emissões com origem no processo produtivo do ciclo urbano da água*…".

O PENSAAR 2020 (Versão Preliminar - Documento de Trabalho de Maio de 2014) foca a questão da necessidade da redução das emissões de GEE no ciclo urbano da água, propondo, no âmbito do "*Objetivo Operacional 5.2 – Inovação*", a *"Ação 5.2.3.3 – Desenvolvimento de projetos de inovação na área da conversão de ETAR em fábricas de valorização de recursos com zero emissões de* $CO_2$*".*

O Roteiro Nacional de Baixo Carbono (APA, 2012) antecipa, no seu primeiro relatório, a possibilidade de definição de uma trajetória nacional conducente a uma redução global, em 2050, de 50 a 60% das emissões nacionais, tomando como referência o ano 1990, prevendo para o setor dos resíduos reduções da ordem dos 40%. Para o setor das águas residuais prevê reduções de 7% a 12%, em 2020, e de 12% a 22%, em 2030, tomando como referência as emissões em 1990. Prevê ainda, no ano horizonte 2050, intensidades de emissão no setor das águas residuais de 39,5 $gCO_2e$/(HE.dia)[4] (APA, 2012).

Na Europa, o "*Roadmapping for moving to a competitive low carbon economy in 2050"* sugere a redução, até 2050, de 80% das emissões de GEE, tomando como referência o ano 1990. No texto do "*Energy Efficiency Plan 2011"* da Comissão Europeia (EC, 2011a) a palavra *água* aparece referida apenas três vezes, em frases abordando a eficiência energética no aquecimento de águas e apontando para a necessidade de utilização de equipamentos eficientes e de informação aos consumidores.

A *Water and Sanitation Technology Platform* (WssTP) propõe uma visão estratégica para a redução de emissões da indústria da água na União Europeia que contempla as seguintes metas relacionadas com o tratamento de águas residuais (WssTP, 2011):

- ETAR servindo mais de 100000 HE: energeticamente neutras até 2015 e energeticamente positivas até 2030;

- ETAR servindo menos de 100000 HE: energeticamente neutras até 2030.

A WssTP é uma plataforma tecnológica para a água, criada pela EU em 2004 e envolvendo atualmente mais de 150 empresas europeias, destinada a estimular a colaboração e a inovação, no sentido de enquadrar o setor nas metas de redução de emissões previstas para 2020.

O Regulamento CE n.º 166/2006 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 18 de Janeiro de 2006, estabelece que o público deve ser informado (através do PRTR - *Pollutant Release and Transfer Registers*) sobre os valores das emissões de ETAR urbanas servindo mais de 100000 habitantes ou de ETAR industriais tratando mais de 10000 $m^3$/dia (lista do anexo 1 do Regulamento). Se forem ultrapassados os limites de emissões definidos no Anexo II daquele Regulamento para $CO_2$, $CH_4$ e $N_2O$, a entidade gestora deve informar a autoridade competente.

[4] Esta fonte indica como unidade $gCO_2e$/hab. Admite-se que a unidade esteja incorretamente indicada e a indicação correta seja $gCO_2e$/hab.dia.

O trabalho que vem sendo desenvolvido pela *Environmetal Agency* do Reino Unido vem evidenciando a grande importância da consideração das emissões de GEE nas decisões de gestão das entidades gestoras dos serviços de águas (EA, 2010b). A partir de 2010, estas entidades gestoras, no Reino Unido, estão sujeitas ao *Carbon Reduction Commitment*, um mecanismo de reporte obrigatório de emissões enquadrado num mercado de carbono que, na sua segunda fase (1 de Abril de 2014 a 31de Março de 2019), cobrirá todas as organizações que, na primeira fase (1 de Abril de 2012 a 31 de Março de 2013) consumiram mais de 6000 MWh/ano de energia elétrica. O preço das licenças de emissão foi fixado, na primeira fase, em 12£/t$CO_2$e (*site* do GOV.UK).

O grupo *Anglian Water* (*AWG*), que serve mais de seis milhões de habitantes, definiu um conjunto de metas de redução de emissões, operativas e incorporadas nos investimentos, apontando para uma redução global das emissões totais anuais de 50% no ano horizonte 2035, tomando como referência as emissões verificadas no ano 2010 (*Anglian Water,* 2006).

Na sequência de um acordo celebrado, em 2009, entre o Ministro da Sustentabilidade e das Alterações Climáticas do Governo da Austrália do Sul e a *South Australian Water Corporation* (SAWC), a SAWC assumiu o compromissos de, a partir de 1 de Janeiro de 2013, reduzir progressivamente as emissões de forma linear ano a ano, até atingir, em 31 de Dezembro de 2050, um valor correspondente a 40% dos níveis de 1990 (SAWC, 2009).

As atividades dos setores da energia, da indústria e de alguns transportes, exercidas por entidades que emitam mais de 2500 t$CO_2$e/ano, estão englobadas no *Australian's Carbon Price Mechanism*. Estão incluídas neste sistema varias empresas da indústria da água, como por exemplo a SYDNEY WATER, a S.A.WATER, a MELBOURN WATER, prevendo-se a entrada de outras. Os preços das licenças foram estabelecidos em $23/t$CO_2$e, a partir de 1 de Julho de 2012, prevendo-se a subida nos três anos seguintes, a uma taxa anual de 5%, e preços a definir pelo mercado a partir de 1 de Julho de 2015. Este mecanismo foi recentemente cancelado, através do *Royal Assent* de 17 de Julho de 2014, decisão baseada na necessidade de reduzir os custos para as empresas e para as famílias (*Site* do *Clean Energy Regulator. Australian Government*).

A *Global Water Research Coalition* (GWRC), uma organização que tem como membros um conjunto de 13 entidades de países espalhados pela América, Asia, Austrália e Europa, e que representa os interesses de cerca de 500 milhões de consumidores, com expansão prevista com entrada de novos membros, tem como um dos objetivos essenciais da sua atividade o alcance de um ciclo urbano da água neutro, em termos de energia e carbono, no ano 2030 (GWRC, 2008).

Nos Estados Unidos, um regulamento de 30 de Outubro de 2009 obriga as entidades que emitam mais de 25000 milhões de toneladas de $CO_2$e do *scope* 1 (emissões diretas) por ano a reportarem anualmente à USEPA. As estações de tratamento de águas residuais estarão abaixo deste limite (Crawford *et al.,* 2010).

# 3 ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GEE NO TRATAMENTO E DESTINO FINAL DE ÁGUAS RESIDUAIS.

## 3.1 Objetivo

As metodologias e formulações para avaliação de emissões de GEE no tratamento de águas residuais disponíveis nos protocolos e referências bibliográficas atuais visam avaliações globais anuais e destinam-se, essencialmente, ao reporte de emissões anuais pelas diferentes entidades e países.

A avaliação de emissões, num ponto de vista do estudo de medidas e opções de gestão para a sua mitigação, requer a definição de metodologias mais abrangentes, que integrem as diferentes operações e processos unitários de tratamento com diferentes formas de utilização/produção de energia. Isto numa perspetiva de avaliação global integrada, não só de cada ETAR, mas também do conjunto de ETAR exploradas pela entidade gestora, explorando as sinergias e as possibilidades de aproveitamento de economias de aglutinação e de valorização de energia e de materiais. Essa abrangência terá necessariamente de integrar o fator tempo, uma vez que os cenários e metas de redução de emissões se associam a horizontes temporais.

Por outro lado, as metodologias e critérios disponíveis na bibliografia não cobrem todas as operações e processos de tratamento de águas residuais. Alguns conjuntos de atividades, por exemplo a cogeração, a valorização agrícola de lamas ou a reutilização de águas residuais, sendo práticas essenciais para a redução de emissões no tratamento de águas residuais, não se encontram abordadas na bibliografia e nos protocolos de uma forma integrada que permita a realização de balanços de consumos e de emissões.

Em face deste enquadramento, são propostas nesta tese metodologias e formulações inovadoras para avaliação das emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais, fundamentadas numa pesquisa bibliográfica sobre as referências e protocolos existentes neste domínio, complementada com as análises inerentes a uma abordagem global e integrada de todo o ciclo do processo de tratamento de águas residuais.

A aplicação a um caso de estudo do roteiro proposto nesta tese envolveu a consideração de vários cenários de redução de emissões e a avaliação de várias medidas alternativas de redução de emissões, no conjunto de ETAR objeto de estudo, com necessidade de um vasto conjunto de cálculos de aplicação das metodologias e formulações propostas. Por esta razão foi desenvolvido, no âmbito desta tese, um modelo de cálculo automático em *Excell*, designado *GEEM-WWT* (*Greenhouse Gas Emissions Estimation Model for Wastewater Treatment),* o qual permite a aplicação automática das metodologias e formulações propostas, podendo ser aplicado a qualquer ETAR ou conjunto de ETAR.

### 3.2 Estimativa das emissões de gases com efeito de estufa

#### 3.2.1 Emissões de GEE na recolha e transporte de águas residuais

Nos emissários gravíticos e nas condutas elevatórias de águas residuais de grande extensão ocorrem normalmente ambientes de anaerobiose propícios à formação e libertação de metano. Contudo, o IPCC considera que as águas residuais em condutas fechadas subterrâneas não serão uma fonte significativa de metano, admitindo no entanto que, em sistemas abertos de coleta ou transporte, estas emissões possam ter relevância, devido à possibilidade de ocorrência de temperaturas favoráveis aos processos biológicos (IPCC, 2006c). Talvez por este facto, e dado que os sistemas de coleta e transporte de águas residuais só excecionalmente não são fechados, não têm sido desenvolvidas metodologias para a avaliação destas emissões de metano.

A WSAA - *Water Services Association of Australia* assume também esta orientação de as emissões de metano associadas à recolha e transporte de águas residuais poderem ser consideradas negligenciáveis, propondo contudo o princípio, a seguir por todos os seus membros, de, na avaliação das emissões associadas ao tratamento das águas residuais, não ser considerada qualquer redução de carga orgânica associada aos processos biológicos ocorrentes durante o transporte até à instalação de tratamento (*Greencount Methodology and User Guidance Manual* da WSAA, citado em Foley *et al.,* 2008).

Também não foram encontradas referências a metodologias para avaliação de emissões de $N_2O$ associadas ao transporte de águas residuais em coletores e condutas enterradas, o que se deve ao facto de não ser previsível, nos ambientes que se verificam nestes sistemas, a ocorrência de processos de nitrificação e desnitrificação que possam originar emissões significativas de $N_2O$ (Foley *et al.,* 2008). Para ocorrerem processos de nitrificação é necessária a ocorrência de aerobiose com tempos de permanência que, em regra, não se verificam nas condutas e emissários. Por outro lado, para ocorrerem processos de desnitrificação é necessária a existência de nitrato que normalmente não ocorre em águas residuais a montante do tratamento, pela mesma razão atrás referida (inviabilidade de nitrificação).

#### 3.2.2 Emissões de GEE no tratamento de águas residuais

As emissões de GEE associam-se às seguintes atividades direta ou indiretamente associadas ao tratamento de águas residuais:

- funcionamento das operações e processos unitários (OPU) nas ETAR;
- utilização de energia (energia elétrica e energia primária fóssil);
- utilização de materiais, incluindo o respetivo transporte;
- transporte e deposição final/valorização de subprodutos do tratamento;
- descarga de águas residuais tratadas;
- reutilização de águas residuais tratadas;

As principais emissões de gases com efeito de estufa associadas ao tratamento de águas residuais são as seguintes:

- **dióxido de carbono** ($CO_2$), associadas às seguintes atividades e processos:

- processos biológicos aeróbios em OPU na ETAR – emissões que, de acordo com as metodologias do IPCC (IPCC, 2006b), pela sua origem biogénica, não serão contabilizadas;

- produção externa da energia elétrica consumida na ETAR;

- queima direta de combustíveis fósseis;

- transporte de reagentes e de subprodutos;

- produção de reagentes e outros produtos utilizados no tratamento de águas residuais;

- **metano** ($CH_4$), associadas aos seguintes processos:

- decomposição anaeróbia de matéria orgânica carbonácea em OPU na ETAR;

- decomposição anaeróbia das lamas nos aterros recetores das mesmas e no tratamento dos lixiviados gerados nos aterros;

- decomposição anaeróbia em solos recetores de lamas quando, excecionalmente, ocorrem ambientes anaeróbios;

- processos de incineração de lamas;

- **óxido nitroso** ($N_2O$), associadas aos seguintes processos:

- processos biológicos de nitrificação/desnitrificação em OPU na ETAR (fase líquida, fase sólida e desodorização);

- processos de nitrificação/desnitrificação no tratamento dos lixiviados gerados em aterros recetores das lamas de depuração;

- processos biológicos nos meios recetores (solo e água) de águas residuais tratadas.

De acordo com as metodologias de classificação estabelecidas, designadamente no âmbito do Protocolo de Quioto, as emissões de GEE devem ser classificadas nos seguintes campos ou domínios (*scope*):

*Scope* 1 – emissões diretas geradas na ETAR, resultantes de queima de combustíveis ou de processos de tratamento das águas residuais (biológicos ou físico-químicos);

*Scope* 2 – emissões indiretas associadas à produção, no exterior, da energia consumida na ETAR (energia elétrica comprada);

*Scope* 3 - emissões indiretas associadas a atividades desenvolvidas no exterior e sem nenhum controlo ou influência por parte da entidade gestora da ETAR.

De salientar que o enquadramento, considerado nesta tese, para as emissões associadas à deposição de subprodutos do tratamento de águas residuais, designadamente as associadas à deposição de aterro, à valorização agrícola e à valorização energética, não é coincidente com a estabelecida no GHG. Enquanto aquele protocolo considera as emissões associadas a estas operações e atividades classificadas no *scope 3* (emissões indiretas associadas a atividades não controladas diretamente pela entidade que reporta as emissões), nesta tese estas

emissões foram classificadas como diretas, no *scope 1*. A classificação do GHG está orientada no sentido de o agente responsável pela atividade declarar as suas emissões diretas. Nesta tese, estando em causa a avaliação global das emissões, independentemente de a quem caberá a responsabilidade do seu reporte, considera-se que estas emissões devem ser equiparadas e somadas às emissões diretas que ocorrem no âmbito da responsabilidade da entidade gestora dos serviços. No caso de as metodologias propostas nesta tese serem aplicadas na avaliação de emissões para efeito de reporte, deverá ser efetuada a necessária adaptação.

Na transformação das emissões de metano e óxido nitroso em emissões equivalente de dióxido de carbono, são considerados os potenciais de aquecimento global estabelecidos no quarto relatório do IPCC e indicados no capítulo 2, na Tabela 2.1.

Na Figura 3.1 é apresentada uma representação gráfica esquemática das emissões e dos créditos de emissões associados às operações e processos unitários de tratamento mais relevantes em estações de tratamento de águas residuais.

Na Tabela 3.1, adaptada e completada a partir da referência (IPCC, 2006b), são listados os gases com efeito de estufa emitidos nas principais operações e processos unitários que podem compor a linha de tratamento da fase líquida de uma ETAR. Na Tabela 3.2 e na Tabela 3.3 é apresentada idêntica listagem, mas agora incidindo nas operações e processos unitários que entram normalmente na fase sólida da linha de tratamento de uma ETAR. Para cada operação e processo de tratamento, da fase líquida e da fase sólida, é indicado o campo em que as emissões se inserem e sua natureza, em termos de débito (contabilização a somar para as emissões) ou de crédito (contribuição subtrativa para as emissões). De salientar que o termo "crédito" é usado nesta tese para designar uma contribuição subtrativa no balanço das emissões de GEE associadas a uma determinada atividade inerente ao tratamento de águas residuais. Este termo não deve ser confundido com os "créditos de emissões" que, no âmbito do Mercado de Carbono, são reconhecidos e atribuídos a determinados projetos/atividades.

Na Tabela 3.4 é apresentada uma listagem de emissões que ocorrem em algumas operações e processos unitários de tratamento de águas residuais mas que, pelas razões indicadas na mesma tabela, são consideradas negligenciáveis (CCME, 2009a).

As emissões de GEE associadas ao funcionamento de ETAR (emissões operativas) são avaliadas por operação e processo unitário de tratamento (OPU), e são expressas em quilos de $CO_2$ equivalente por metro cúbico de águas residuais tratadas ($kgCO_2e/m^3$). Com base nos volumes anuais de águas residuais tratadas, as estimativas em $kgCO_2e/m^3$ podem ser transformadas em valores anuais, em quilos de $CO_2$ equivalente por ano ($kgCO_2e$/ano).

A construção/instalação de novas ETAR, ou a implementação de medidas de redução de emissões em ETAR existentes, incorpora emissões pontuais no(s) ano(s) de construção/instalação, as quais, para efeito de estimação da curva de evolução futura das emissões anuais, podem ser distribuídas pelos anos futuros e somadas às emissões operativas referidas no parágrafo anterior, permitindo uma comparação mais detalhada entre soluções alternativas.

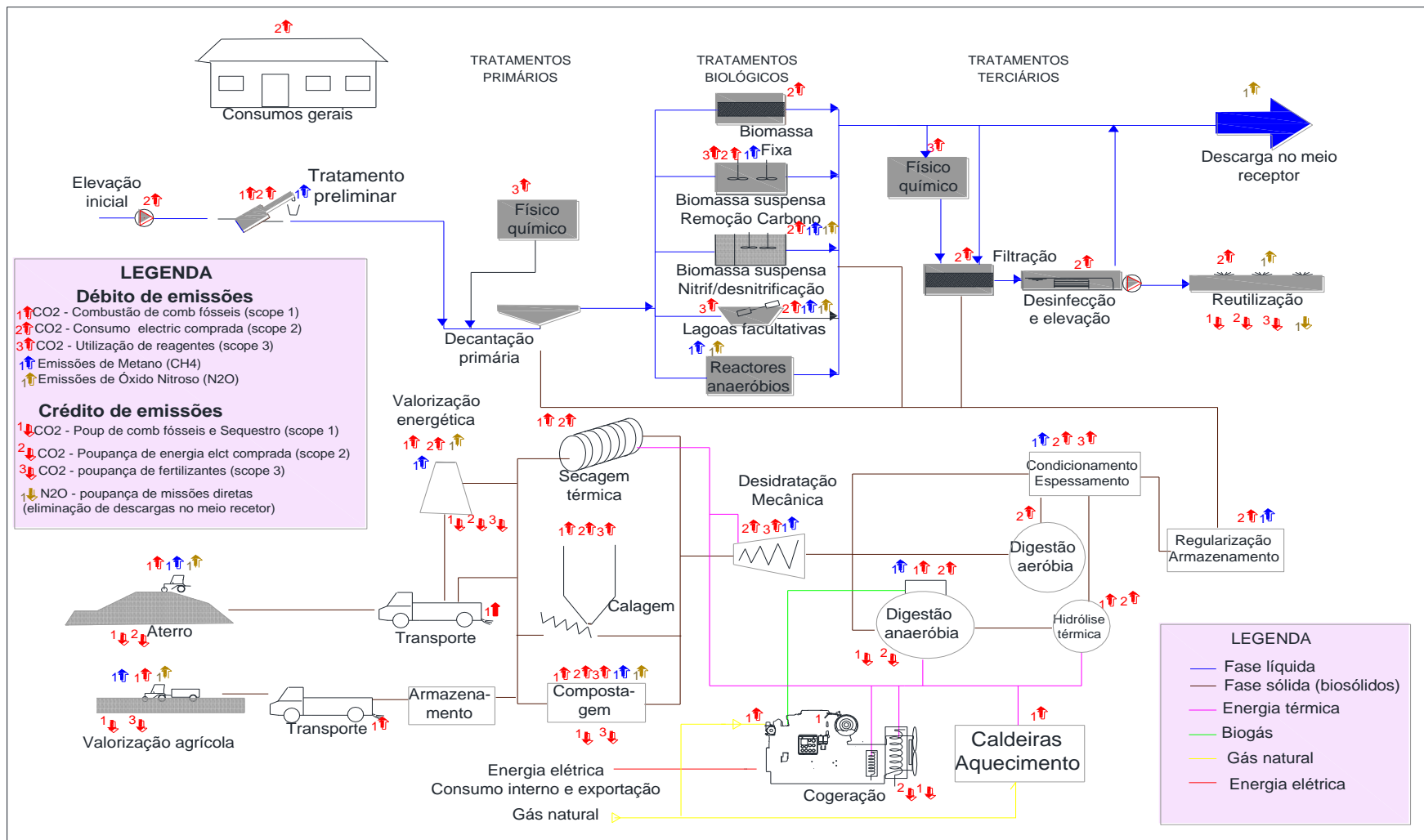



**Figura 3.1 - Descrição gráfica das principais emissões de GEE no tratamento de águas residuais**

**Tabela 3.1- Emissões de GEE no tratamento de águas residuais . Fase Líquida**

| Operação e Processo Unitário | GEE | Scope (1) | Impacto | Origem / Comentários |
|---|---|---|---|---|
| Tratamento Preliminar | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia electrica |
| | $CH_4$ | 1 | Débito | Dec. anaer.de mat. org. (no aterro recetor de subprodutos) |
| Tratamento Primário | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia electrica |
| Processos físico-químicos | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia electrica |
| | $CO_2$ | 3 | Débito | Emissões associadas à produção de reagentes |
| Oxidação biológica em biomassa fixa | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia electrica |
| Oxidação biológica em biomassa suspensa (remoção de carbono) | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia electrica |
| | $CH_4$ | 1 | Débito | Eventuais bolsas de anaerobiose |
| Oxidação biológica em biomassa suspensa (nitrificação/desnitrificação) | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia electrica |
| | $CH_4$ | 1 | Débito | Eventuais bolsas de anaerobiose |
| | $N_2O$ | 1 | Débito | Associadas à nitrificação e à desnitrificação |
| Reactores anaeróbios e fossas séticas | $CH_4$ | 1 | Débito | Libertação nos processos anaeróbios |
| | $N_2O$ | 1 | Débito | Associado a eventuais processos de desnitrificação |
| Lagoas arejadas | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia electrica |
| | $CH_4$ | 1 | Débito | Eventuais bolsas de anaerobiose |
| | $N_2O$ | 1 | Débito | Eventuais bolsas de anoxia |
| Tratamentos de filtração | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia electrica |
| | $CO_2$ | 3 | Débito | Emissões associadas à produção de reagentes |
| Tratamento de desinfeção | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo energético na filtração e na desinfecção |
| Descarga de águas residuais tratadas | $N_2O$ | 1 | Débito | Provável, em meios recetores com fracas condições de renovação e oxigenação |
| Transportes | $CO_2$ | 1 | Débito | Transportes de reagentes |

(1) - Definição estabelecida na metodologia para contabilização de emissões acordada no Protocolo de Quioto

(Adaptado e completado de IPCC, 2006a)

A UKWIR - *United Kingdom Water Industry Research* desenvolveu, em 2007, em parceria com a Carbon Trust, uma estratégia de investigação sobre a contabilização das emissões de GEE na indústria da água, a qual incluiu, na *Phase 2 - Dealing with Embodied Carbon*, uma proposta de linhas de orientação claras para a estimação das emissões de GEE associadas à construção e instalação das infraestruturas da indústria da água. Está disponível, no *site* da UKWIR, o relatório referente àquela fase 2, intitulado *UK Water Industry: Guidelines for Dealing with Embodied Carbon and Whole Life Costing*, *UKWIR Report Ref No. 08/CL/01/6*, o qual, para além de cinco capítulos de abordagem desta matéria, inclui um capítulo final onde são apresentados alguns casos de estudo (informação obtida no *site* da UKWIR em 15/6/2012).

Por razões relacionadas com a dimensão e o âmbito específico da tese, não é abordada a avaliação das emissões associadas à fase de construção de novas ETAR ou de reabilitação/remodelação de ETAR existentes. Em Hammond *et al.* (2008) são propostos valores de consumos de energia associados ao fabrico de um elevado número de materiais.

As metodologias propostas para avaliação de emissões de GEE, descritas no apêndice 1 desta tese, servirão quer para a avaliação de emissões associadas a instalações e processos existentes, permitindo caracterizar a situação de referência, quer para estimar as emissões em novas ETAR ou em ETAR onde se prevê serem implementadas medidas e ações mitigadoras.

**Tabela 3.2- Emissões de GEE no tratamento de águas residuais - Fase Sólida** (continua)

| Operação e Processo Unitário | GES | Scope (1) | Impacto | Origem / Comentários |
|---|---|---|---|---|
| Armazenamento | $CH_4$ | 1 | Débito | Libertação nos processos anaeróbios |
| | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia elétrica |
| Condicionamento e espessamento | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia elétrica |
| | $CO_2$ | 3 | Débito | Fabrico do polímero |
| | $CH_4$ e $N_2O$ | 1 | Débito | Em espessadores graviticos (negligenciável) |
| Digestão Aeróbia | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia elétrica |
| | $CO_2$ | 1 | Débito | Combustível fóssil para aquecimento dos digestores |
| Digestão Anaeróbia | $CH_4$ | 1 | Débito | Metano produzido e não queimado ou valorizado |
| | $CO_2$ | 1 | Débito | Combustível fóssil utilizado para aquecimento dos digestores. A utilização de metano para este fim produz $CO_2$ biogénico. |
| | $CO_2$ | 2 | Deb/Credito | Consumo de energia eléctica. Pode haver crédito desta OPU se existir cogeração |
| Desidratação | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia elétrica |
| | $CO_2$ | 3 | Débito | Fabrico do polímero |
| Secagem Térmica | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia elétrica |
| | $CO_2$ | 1 | Débito | Combustíveis fósseis para secagem das lamas. A utilização de calor da cogeração não produz $CO_2$ contabilizável |
| Hidrólise Térmica | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia elétrica |
| | $CO_2$ | 1 | Débito | Combustíveis fósseis para obtenção do calor e pressão para a hidrólise. A utilização de calor da cogeração não produz $CO_2$ contabilizável |
| Estabilização Alcalina Avançada | $CO_2$ | 3 | Débito | Fabrico da cal ou outro agente alcalinizante |
| | $CO_2$ | 1 | Débito | Combustíveis fósseis no aquecimento e agitação das lamas |
| | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia elétrica |
| Compostagem | $CO_2$ | 1 | Débito | Combustíveis fósseis utilizados no revolvimento |
| | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia elétrica |
| | $CH_4$ | 1 | Débito | Se não existir confinamento e desodorização |
| | $N_2O$ | 1 | Débito | Emissão no processo é negligenciável. Nos solos receptores pode ser significativa. |
| | Sequestro Carbono | 1 | Crédito | Sequestro de Carbono no solo associado à aplicação do composto |
| | Reciclagem nutrientes | 3 | Crédito | Poupança das emissões correspondentes à produção industrial do N e P reciclado |
| Deposição em aterro | $CH_4$ | 1 | Débito | Decomposição anaeróbia da matéria orgânica |
| | $N_2O$ | 1 | Débito | Desnitrificação nos processos anaeróbios |
| | C sequestro | 1 | Crédito | Sequestro de Carbono no aterro |
| | $CO_2$ | 2 | Deb/Credito | Balanço entre combustíveis fósseis utilizados na deposição e poupança de emissões associada à valorização energética do metano. |
| | $CO_2$ | Reporte em separado | | $CO_2$ biogénico emitido na queima do metano, não contabilizado mas reportado em separado |

(1) - Definição estabelecida na metodologia para contabilização de emissões acordada no Protocolo de Quioto

(Adaptado e completado de CCME, 2009)

**Tabela 3.3 - Emissões de GEE no tratamento de águas residuais – Fase Sólida (Cont.)**

| Operação e Processo Unitário | GES | Scope (1) | Impacto | Origem / Comentários |
|---|---|---|---|---|
| Combustão (Incineração) | $CO_2$ | 1 | Débito | Combustíveis fósseis na queima |
| | $CO_2$ | 2 | Débito | Consumo de energia elétrica |
| | $CH_4$ | 1 | Débito | Negligenciável |
| | $N_2O$ | 1 | Débito | Combustão das lamas e conversão térmica N |
| | $CO_2$ | 2 | Crédito | Quando a energia recuperada das lamas é superior à necessária para evaporar a água intersticial das mesmas |
| | | 3 | Crédito | Se existir valorização das cinzas ( ex: substituição de materiais na indústria do cimento) |
| | $CO_2$ | 3 | Crédito | Se as cinzas forem valorizadas como fertilizante (aproveitamento de Fósforo) |
| | $CO_2$ | Reporte em separado | | $CO_2$ biogénico da combustão, não contabilizado mas reportado em separado |
| Valorização Agrícola | $CO_2$ | 1 | Débito | Utilização de combustíveis fósseis na maquinaria de aplicação das lamas no solo |
| | $CH_4$ | 1 | Débito | Emissões de processos anaeróbios, após a estabilização, antes da aplicação |
| | $N_2O$ | 1 | Débito | Emissões durante o armazenamento e nos solos após a aplicação |
| | C sequestro | 1 | Crédito | Sequestro de Carbono no solo associado à aplicação das lamas |
| | Reciclagem nutrientes | 3 | Crédito | Poupança das emissões correspondentes à produção industrial do N e P reciclado |
| | $CO_2$ | 1 | Débito | Emissões associadas à utilização de lamas sujeitas a calagem (libertação de $CO_2$ para a atmosfera) |
| Transportes | $CO_2$ | 1 | Débito | Utilização de combustíveis fósseis nos meios de transporte de reagentes/produtos |
| | $CO_2$ | 1 | Débito | Utilização de combustíveis fósseis nos meios de transporte de lamas/subprodutos |

(1) - Definição estabelecida na metodologia para contabilização de emissões acordada no Protocolo de Quioto

(Adaptado e completado de CCME, 2009)

## 3.3 O modelo *GEEM-WWT* (*Greenhouse Gas Emissions Estimation Model for Wastewater Treatment*)

O Conselho Canadiano dos Ministros do Ambiente (CCME) contratou à SYLVIS o desenvolvimento de um programa de cálculo automático, em folha *Excell* (modelo *BEAM – Biosolids Emissions Assessment Model*), vocacionado para utilização pelos produtores de biossólidos, com os seguintes objetivos (CCME, 2009a):

- avaliação de programas de emissões de GEE, incluindo o estabelecimento de situações de referência;

- comparação de emissões para diferentes cenários de gestão de biossólidos;

- avaliação dos impactos, em termos das emissões de GEE, de diferentes opções de gestão de biossólidos;

**Tabela 3.4- Emissões de GEE no tratamento de águas residuais que podem ser consideradas negligenciáveis**

| Operações e Processos Unitários | | Emissões directas de GEE negligenciáveis | Razão/Comentários |
|---|---|---|---|
| Fase líquida | Decantação primária | $CH_4$ e $N_2O$ | Baixos tempos de retenção |
| | Decantação secundária | $CH_4$ e $N_2O$ | Baixos tempos de retenção |
| | Processo físico-químico | $CH_4$ e $N_2O$ | Baixos tempos de retenção |
| | Remoção biológica e F/Q de P | $CH_4$ e $N_2O$ | Baixos tempos de retenção e inibição das metanogénicas pelo oxigénio e pelo nitrato |
| | Lamas activadas (sem nitrificação) e lagoas arejadas | $CH_4$ e $N_2O$ | Excepto em eventuais bolsas de anaerobiose ou de anoxia |
| | Biomassa fixa (leitos percoladores) | $CH_4$ e $N_2O$ | Excepto em leitos percoladores concebidos para remoção de matéria azotada |
| | Lagoas facultativas | $CH_4$ | A camada aeróbia oxida o $CH_4$ |
| | Tratamentos terciários | $CH_4$ e $N_2O$ | Baixa CQO e baixos tempos de retenção |
| Fase sólida | Espessamento gravítico | $CH_4$ e $N_2O$ | Assumindo a manutenção de condições de aerobiose |
| | Digestão aeróbia mesofílica | $CH_4$ e $N_2O$ | Produção limitada devido às condicões de aerobiose mantidas no reactor |
| | Valorização/Combustão de biogás | $N_2O$ | Emissão pouco significativa e sem dados tecnicos para quantificação |
| | Compostagem | $CH_4$ e $N_2O$ | Se a sicidade do material em compostagem é superior a 55% (facilita condições de aerobiose) |
| | | $CH_4$ | Neglicenciável se a instalação for confinada e o ar extraído sujeito a tratamento |
| | | $N_2O$ | Neglicenciável se a relação C:N > 30 |
| | Cura do composto | $CH_4$ e $N_2O$ | A estabilidade do composto minimiza actividade biológica e estas emissões serão mínimas |
| | Secagem térmica | $CH_4$ e $N_2O$ | Falta de informação para quantificação |

(Adaptada e completada de Foley *et al.,* 2008 e CCME, 2009)

- compreensão dos fatores de maior impacto no crescimento e na redução de emissões de GEE.

O modelo *GEEM-WWT* (*Greenhouse Gas Emissions Estimation Model for Wastewater Treatment*) desenvolvido no âmbito desta tese, adota uma estrutura semelhante à do *BEAM*, apresentando, contudo, as seguintes características diferenciadoras inovadoras:

1- Trata de forma global a linha processual de tratamento de uma ETAR, abordando de forma integrada os processos e operações unitárias de tratamento mais correntes, incluindo a fase líquida, a fase sólida, a fase gasosa (desodorização), a reutilização das águas residuais tratadas, a descarga no meio recetor das águas residuais tratadas e o destino final/valorização dos subprodutos do tratamento;

2- Enquadra de forma global a valorização do biogás e a cogeração de energias térmica e elétrica (práticas essenciais para a eficiência energética e para a minimização de emissões no tratamento de águas residuais), considerando os fluxos de energia entre as diferentes OPU envolvidas na cogeração (as produtoras de biogás e as consumidores do calor recuperado);

3- Considera estimativas globais de consumo energético (eletricidade e combustíveis fósseis) e de emissões de GEE para uma ETAR, englobando os consumos técnicos e os consumos administrativos e gerais, expressos em valores anuais e em valores de intensidade (consumos e emissões por metro cúbico de águas residuais tratadas);

4- Considera as características do regime de afluência das águas residuais à ETAR, admitindo a possibilidade de sazonalidade das mesmas.

As características atrás indicadas permitem que o modelo forneça as avaliações e as formas de expressão de resultados necessárias para aplicação da ferramenta técnica proposta nesta tese. Contudo, o modelo pode também ser utilizado na avaliação de emissões para efeito de relatório anual, devendo ter-se em conta, no caso desta utilização, a eventual necessidade de rever a classificação de algumas emissões, como já foi referido.

O modelo proposto, partindo de uma linha processual de uma ETAR e do balanço mássico associado ao seu funcionamento, em determinado ano de referência para determinado cenário, avalia as emissões de GEE, utilizando as metodologias e formulações propostas no apêndice 1 desta tese. Engloba todo o ciclo do processo, desde a entrada das águas residuais na ETAR até à descarga/reutilização das águas residuais tratadas, passando pelo destino final/valorização final dos subprodutos do tratamento.

Face à emergência de algumas matérias e à multidisciplinariedade de conhecimentos requerida pelo tratamento das mesmas, o modelo proposto, que tem algumas limitações, não pode ser considerado concluído, carecendo ainda de desenvolvimento futuro.

No apêndice 2 desta tese é apresentada a descrição mais detalhada do modelo, contemplando a sua estrutura e as suas limitações. É ainda apresentado um conjunto de orientações para a sua utilização.

# 4 ORIENTAÇÕES E MEDIDAS PARA A REDUÇÃO DO CONSUMO ENERGÉTICO E DAS EMISSÕES DE GEE NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

## 4.1 Considerações gerais

Neste capítulo da tese são propostas algumas orientações e medidas para a redução do consumo energético e das emissões de GEE no tratamento de águas residuais, centradas nas seguintes linhas de orientação essenciais:

a) conservação da energia, através da melhoria de eficiência energética e do aproveitamento da energia contida nas águas residuais;

b) redução da intensidade de emissão na utilização da energia, privilegiando fontes menos emissoras e fontes renováveis;

c) procedimentos de gestão de recursos e de gestão e exploração de processos conducentes à eficiência, processual e energética, e à redução das emissões de GEE;

d) adoção de filosofias de conceção e de avaliação económica que tenham em conta os consumos energéticos e as emissões de GEE e ponderem a sua minimização;

e) adoção de uma atitude permanente de procura das soluções mais eficientes e de aposta nas novas conceções e tecnologias emergentes;

f) adoção de uma política de compras que atenda à necessidade de minimizar as emissões incorporadas nos produtos consumidos nas instalações de tratamento, quer na fase de construção e instalação, quer na fase de exploração (operação e manutenção).

No âmbito das orientações referidas nas alíneas d) e f) anteriores, o desenvolvimento dos processos de concurso para o projeto e para a construção de instalações de tratamento de águas residuais assume uma particular importância, especialmente nos casos de concursos de conceção/construção. Nos cadernos de encargos deverão ser estabelecidos os critérios de conceção e dimensionamento a adotar nos projetos das instalações e definida a importância atribuída aos consumos energéticos e de materiais e às emissões diretas e indiretas de GEE. Deverão ser solicitadas declarações de garantias de eficiências e definidas as penalidades por incumprimento. A avaliação das propostas apresentadas pelos candidatos à execução dos projetos e das obras deverá ponderar os consumos e as emissões, na avaliação global dos custos de investimento e exploração. Os critérios de avaliação deverão ser estabelecidos no programa de concurso, por forma a encorajar os concorrentes para a proposta de conceções e soluções orientadas para a sustentabilidade económica e ambiental.

Na sequência de uma pesquisa bibliográfica, são referidas, no item 4.2, algumas iniciativas "*roadmapping*" e planos visando a melhoria da eficiência dos processos de tratamento de águas residuais.

A auditoria a uma instalação de tratamento de águas residuais é o passo inicial determinante de um programa de conservação de energia, razão pela qual se apresenta, no item 4.3, uma breve referência aos aspetos metodológicos e às preocupações a considerar na definição de uma auditoria energética e processual que abranja, de forma integrada e numa visão global, a eficiência energética e processual e os procedimentos de gestão e operação relevantes para

as emissões de GEE associadas às diferentes atividades desenvolvidas no âmbito do tratamento de águas residuais.

No item 4.4 são descritas algumas opções possíveis para a redução da intensidade de emissão da utilização de energia numa instalação de tratamento, essencialmente a gestão do diagrama de cargas direcionada para a preferência por fontes menos emissoras e pela utilização de fontes renováveis de energia.

O item 4.5 contempla algumas propostas de orientações a adotar na conceção, gestão e exploração de sistemas de águas residuais e na conceção das linhas processuais e das operações e processos unitários de tratamento em ETAR, tendo em vista a eficiência processual e a minimização das emissões de GEE.

No item 4.6 é efetuada uma abordagem sumária de algumas conceções integradas e inovadoras que podem minimizar as emissões associadas ao tratamento de águas residuais. Algumas dessas conceções assentam em novas tecnologias, umas com algumas provas dadas, outras em fase de investigação e ensaio em modelo.

Finalmente, no item 4.7 é efetuada uma abordagem sumária de algumas barreiras jurídico-administrativas, regulatórias e tecnológicas que podem condicionar a evolução dos processos de tratamento de águas residuais para um cenário de minimização ou anulação de emissões, realçando-se, neste contexto, a importância da cogeração, da utilização de fontes renováveis de energia e da ligação à rede elétrica de serviço público (RESP).

## 4.2 Roteiros de ação para a conservação da energia em ETAR

Algumas iniciativas "*roadmapping*" têm vindo a ser desenvolvidas, e estão referenciadas na bibliografia, no sentido de encontrar soluções para a otimização da eficiência energética e processual em estações de tratamento de águas residuais, umas incidindo mais na eficiência energética, outras na eficiência energética e na eficiência processual (Elliot, 2005; Caffoor, 2008; EA, 2009a; Crawford, 2010; Kang *et al.,* 2010; WERF, 2011a; WERF, 2011b).

No apêndice 3 é apresentada uma descrição sumária de um plano de cinco anos da WERF contemplando um roteiro tecnológico para melhorar a eficiência do tratamento de águas residuais, visando, numa primeira fase, a autossuficiência em ETAR tratando mais de 5 MGD, equivalente a cerca de 100000 habitantes equivalente servidos (WERF, 2011a).

## 4.3 Realização de auditorias

A realização de auditorias é considerada, nas referências bibliográficas consultadas sobre este tema da conservação de energia no tratamento de águas residuais, uma fase essencial nos programas de conservação da energia. A generalidade das referências considera a auditoria dividida em duas fases: uma primeira de avaliação geral e de identificação de oportunidades; e uma segunda fase de avaliação de pormenor das oportunidades identificadas e selecionadas.

As potencialidades de minimização de consumo energético no tratamento de águas residuais, através da maximização de eficiências, associam-se a quatro vias diferentes, a explorar na realização de uma auditoria energética e processual:

- maximização da eficiência das transformações energéticas que se dão na ETAR, incidindo basicamente nos rendimentos intrínsecos dos equipamentos, os quais variam quer em função das suas especificidades, quer em função da forma como estão a ser solicitados, mais ou menos próxima das suas condições de melhor rendimento;
- melhoria do funcionamento de operações e processos de tratamento, quer em termos das condições paramétricas das variáveis que interferem nos processos, quer em termos dos procedimentos de operação, mais ou menos próximos dos ótimos;
- aproveitamento da energia contida nas águas residuais afluentes à ETAR (química, térmica e hidráulica) e nos biossólidos produzidos no tratamento;
- melhoria de eficiência ao nível das atividades acessórias do tratamento de águas residuais, que não têm propriamente a ver com os processos internos intrínsecos ao tratamento (práticas de poupança de energia em instalações administrativas e de apoio e em transportes).

A primeira via enquadra-se numa melhoria da eficiência energética enquanto as três restantes se traduzem em melhorias da eficiência processual.

Na realização de uma auditoria a uma instalação de tratamento de águas residuais, os auditores deverão ter presentes as seguintes preocupações e desafios (EPRI, 1994):

- a implementação das alterações ou medidas propostas poderá debater-se com dificuldades de aceitação se elas colocarem em risco, ainda que marginalmente, o cumprimento dos objetivos de qualidade do tratamento;
- as medidas propostas poderão requerer maior atenção da operação e conduzir a maiores custos de pessoal:
- os custos de investimento associados às medidas propostas poderão ser de difícil orçamentação;
- o pessoal de operação não é, normalmente, suficientemente sensível aos custos energéticos;
- as preocupações económicas recaem frequentemente mais nos custos de investimento do que nos custos de exploração.

## 4.4 Redução da intensidade de emissão na utilização energética em ETAR

### 4.4.1 Objetivo e opções

A redução da intensidade carbónica da energia consumida numa ETAR passa necessariamente pela opção pela utilização prioritária das fontes de energia menos emissoras, isto é, que tenham incorporadas menores emissões de GEE por unidade de energia utilizada. Esta opção pode ser assumida em dois momentos: no momento da conceção de uma instalação de tratamento, privilegiando a adoção de soluções técnicas vocacionadas para a

utilização de fontes menos carbónicas; e no momento da exploração da instalação, em que os procedimentos operativos e as opções de aquisição de energia podem privilegiar a utilização de fontes menos emissoras.

No momento da exploração, a priorização das origens menos emissoras poderá resultar de uma pura decisão de gestão, privilegiando, face a um determinado diagrama de cargas a satisfazer, a utilização das fontes menos emissoras, ou poderá mesmo implicar o condicionamento de procedimentos operativos, deslocando determinadas atividades (cujo horário de funcionamento apresenta alguma flexibilidade) para os períodos em que estão disponíveis essas fontes menos emissoras.

A primeira prioridade será dada à utilização da energia recuperada das águas residuais, assumindo particular importância a valorização energética do biogás, cujas emissões são consideradas de origem biogénicas não sendo, por isso, contabilizadas (devendo contudo ser reportadas, conforme metodologias do IPCC (IPCC, 2006b)). A possibilidade de armazenamento do biogás, que pode ser maximizada através da utilização de reservatórios de alta pressão, permite alguma compensação da variabilidade das fontes solar e eólica.

Neste primeiro nível de prioridade encontra-se também a utilização de fontes renováveis, como a eólica e a solar. Deverá atender-se a que, embora as emissões operacionais da exploração destas fontes sejam reduzidas (limitando-se às associadas a atividades de manutenção), existirão emissões incorporadas no fabrico e montagem dos equipamentos e nos trabalhos de construção civil que poderão ser consideradas.

A segunda prioridade será atribuída às fontes cujo aproveitamento tem incorporadas emissões operacionais, devendo privilegiar-se aquelas com menores intensidades de emissão.

As opções no âmbito da segunda prioridade resultarão de avaliações que, por vezes, apresentam alguma complexidade. É o caso, por exemplo, da opção de produzir energia elétrica na instalação de cogeração, para além das capacidades de produção associadas ao biogás disponível, complementando o biogás disponível com outra fonte primária (por exemplo o gás natural). Admitindo-se a utilização útil do calor produzido, a cogeração terá melhores rendimentos do que as produções convencionais separadas de energia elétrica numa central térmica e de energia térmica na ETAR. Contudo, a energia elétrica comprada ao exterior resultará de um *mixing* de várias origens (fóssil, hídrica, eólica, nuclear, etc), podendo ser menos emissora do que a produzida em cogeração com utilização de gás natural como fonte de energia primária. Em Portugal, nos anos de boa produção hidroelétrica, o *mixing* global traduz-se numa intensidade carbónica relativamente baixa. A análise comparativa entre as duas opções deverá assentar numa avaliação global que tenha em conta as energias térmica e elétrica produzidas na cogeração alimentada, no que vai além das disponibilidades de biogás, a gás natural, e as respetivas emissões associadas, versus compra da mesma quantidade de energia elétrica à rede e produção na ETAR da mesma quantidade de calor recuperada na cogeração. No apêndice 1 é proposta uma metodologia para avaliação global das emissões de uma unidade de cogeração.

### 4.4.2 Intensidade de emissão da produção nacional de energia elétrica

As emissões incorporadas na energia elétrica comprada por uma entidade gestora para o funcionamento de um sistema de tratamento de águas residuais dependem, essencialmente, da intensidade de emissão da produção nacional de energia elétrica. No Relatório e Contas da EDP, de 2010, estão reportadas as seguintes intensidades globais de emissão da produção de energia da EDP:

- ano 2007 – 456,7 g$CO_2$e/kWh;
- ano 2008 - 386,9 g$CO_2$e/kWh;
- ano 2009 - 362,3 g$CO_2$e/kWh;
- ano 2010 - 244,4 g$CO_2$e/kWh.

A Portaria Nº 63/2008, de 21 de Janeiro, fixa, para efeito de contabilização de emissões associadas ao consumo de energia elétrica, no contexto da avaliação de uma taxa a aplicar sobre lâmpadas ineficientes, o valor de intensidade de emissão da produção de energia elétrica de 0,47 kg$CO_2$e/kWh. Admite-se que este valor, relativamente conservativo, tenha sido estabelecido em função de valores médios de período de produção hidroelétrica desfavorável. Contudo, estes valores variam de ano para ano, em função das fontes utilizadas, designadamente da componente hidráulica da produção energética nacional, variável em função das disponibilidades hídricas de cada ano.

No período de 2007 a 2010 a intensidade carbónica da produção nacional de energia elétrica apresenta uma variação da ordem do simples para o dobro. Sendo os consumos de energia elétrica responsáveis por cera de 40 a 50% das emissões de GEE no tratamento de águas residuais, aquela variação da intensidade carbónica da energia elétrica traduz-se, por si só, numa variação das emissões de GEE de uma ETAR de cerca de 20 a 25%, o que evidencia bem a importância deste parâmetro e da sua variação de ano para ano.

### 4.4.3 Opção por fontes de energia renovável

Para além do aproveitamento da energia incorporada nas águas residuais (valorização do biogás e aproveitamento das energias hidráulica e térmica), o tratamento das águas residuais tem possibilidade de aproveitamento de energias renováveis, designadamente a solar, a eólica e a gravítica. Esta possibilidade está associada às seguintes especificidades das instalações de tratamento de águas residuais:

- situam-se em locais com condições de enquadramento ambiental e urbano normalmente adequadas para a instalação dos equipamentos (turbinas eólicas, painéis fotovoltaicos ou outros);
- dispõem normalmente de espaço para implantação do equipamento;
- o diagrama de consumos das instalações apresenta alguma flexibilidade para adaptação à variabilidade da disponibilidade das fontes renováveis;
- as instalações de tratamento dispõem da algumas possibilidades de armazenamento de energia (armazenamento de biogás e de energia potencial gravítica);

- as instalações são fortemente consumidoras de energia sob as formas elétrica e térmica.

Os equipamentos e processos consumidores de energia numa ETAR podem, do ponto de vista das exigências da sua alimentação de energia, ser considerados classificados em 5 grupos (EA, 2009a):

C1 - os que consomem em contínuo, 24 horas por dia, e que, por isso, deverão ter o seu fornecimento assegurado continuamente, sob pena de falhas graves do processo de tratamento;

C2 - os que consumem ciclicamente durante períodos de tempo comandados por sensores e autómatos e que têm de ter o seu abastecimento garantido nesses períodos, sob pena de uma afetação grave do processo;

C3 - os que consomem ciclicamente durante períodos de tempo, comandado por sensores e autómatos, mas que estão associados a reservas/armazenamentos que possibilitam alguma temporização na disponibilidade de alimentação;

C4 - os que funcionam ciclicamente durante períodos que podem ser programados;

C5 - os que alimentam instalações não críticas para o processo.

Por outro lado, as origens/tecnologias de energias renováveis podem, do ponto de vista da estabilidade da sua disponibilidade, ser classificadas em:

O1 - controláveis, quando podem ser automaticamente ajustadas, dentro de certos limites, ao consumo requerido;

O2 - prognosticáveis, quando uma análise de tendências permite fazer uma previsão de disponibilidade energética com alguma confiança;

O3 - não prognosticáveis, quando a disponibilidade energética pode variar de forma inesperada e drástica num relativamente curto intervalo de tempo.

Na Figura 4.1 são apresentadas, de forma gráfica, as possibilidades de as diferentes classes de consumidores de uma ETAR serem abastecidas pelas diferentes classes de origens/tecnologias de energias renováveis. A verde estão representadas combinações consideradas uma opção segura de alimentação. A amarelo são representadas combinações que poderão corresponder a alimentações seguras, se o dimensionamento for adequado e o prognóstico da fonte seguro**.** A vermelho estão assinaladas as combinações consideradas não seguras e que carecem de uma fonte de energia convencional de apoio e reserva.

Para evitar os impactes negativos para uma ETAR associados a uma falha de alimentação dos equipamentos críticos, impõe-se a existência de uma reserva para fazer face à indisponibilidade das fontes renováveis. A própria fonte convencional de alimentação a partir da rede exterior pública não tem a fiabilidade suficiente e carece também, ela própria, de uma fonte de energia de socorro quando se tratam de equipamentos essenciais ao processo.

Em face do exposto, a utilização das fontes de energia alternativas poderá ser efetuada considerando o seguinte quadro de priorização:

- as energias renováveis, prognosticáveis e não prognosticáveis (eólica e solar fotovoltaica), satisfarão a base do diagrama de consumos, priorizando-se a sua energia, sempre que disponível;

| Origens →<br>CLASSIFICAÇÃO<br>Consumidores ↓ | Origens Controláveis O1 | Origens Prognosticáveis O2 | Origens não Prognosticáveis O3 |
|---|---|---|---|
| Consumo em contínuo - C1 | | | |
| Consumo intermitente crítico - C2 | | | |
| Consumo intermitente com folga – C3 | | | |
| Consumo cíclico programado – C4 | | | |
| Consumo não crítico – C5 | | | |

(Adaptado de EA , 2011)

**Figura 4.1 . Possibilidades de alimentação de diferentes tipos de consumidores em ETAR por diferentes origens renováveis de energia**

- a energia da cogeração será utilizada prioritariamente nos períodos de alta, nos quais a energia da rede exterior pública é mais cara, aproveitando a possibilidade de armazenamento do biogás (para garantir esta possibilidade poderá justificar-se a instalação de uma caldeira para aquecimento da digestão para funcionar nos períodos de paragem da cogeração);

- a rede exterior complementará as fontes renováveis, garantindo os consumos a que elas não possam dar resposta e será utilizada preferencialmente nos períodos de vazio.

Para efeito de avaliação das potencialidades de uma ETAR para exploração do biogás resultante da digestão anaeróbia das lamas deverá ser efetuada uma caracterização dos seguintes aspetos principais:

a) compatibilidade da linha de tratamento existente com a instalação de digestão anaeróbia de lamas com valorização energética do biogás (nas ETAR que não possuam este processo), ou com a sua otimização (nas ETAR que apenas façam digestão anaeróbia ou não possuam uma instalação otimizada de cogeração);

b) disponibilidade de espaço para instalação dos órgãos e equipamentos de digestão e de cogeração;

c) necessidades de calor na ETAR, a satisfazer pela instalação de cogeração;

d) existência de combustível complementar ao biogás (gás natural ou outro), para fazer face a períodos de carência;

e) possibilidades e condicionamentos na ligação à rede de alimentação elétrica exterior;

f) condicionantes ambientais e de segurança.

O aproveitamento da energia solar para o tratamento de águas residuais pode ser efetuado de forma direta, através da utilização da ação dos raios solares nos processos de tratamento, ou de forma indireta, através da utilização da energia elétrica produzida através de processo fotoelétrico.

O aproveitamento direto deve ser equacionado no momento da conceção das instalações de tratamento, através das seguintes formas:

- utilização do poder germicida dos raios solares no tratamento de desinfeção de águas residuais, em lagoas de maturação e em meios recetores após descarga por emissários submarinos;

- utilização dos raios solares em tratamentos naturais, como as lagoas de plantas e os tratamentos baseados na utilização de algas em bioreatores (tecnologia emergente);

- utilização do calor dos raios solares na evaporação da água intersticial das lamas do tratamento, em leitos de secagem e em secadores solares;

- utilização do calor dos raios solares no aquecimento de águas, sanitárias e de processo;

- aproveitamento dos raios solares, enquanto fonte de luz e de calor, através de uma adequada conceção arquitetónica dos edifícios, particularmente dos administrativos e de exploração.

O aproveitamento de forma indireta traduz-se na instalação de painéis fotovoltaicos para conversão da energia solar diretamente em eletricidade, utilizando o efeito fotoelétrico que consiste na propriedade de alguns materiais de absorverem fotões e libertarem eletrões. A captura destes eletrões livres permite obter uma corrente elétrica que pode ser utilizada como eletricidade.

O aproveitamento da energia solar apresenta as seguintes vantagens (Crawford *et al.,* 2010):

a) a energia solar é renovável, pelo que a sua utilização reduz a dependência das origens fósseis (não renováveis e exauríveis);

b) a energia solar tem uma reduzida pegada carbónica (50 g/kWh versus 950g/kWh da produzida a partir de origens fósseis) e não produz emissões durante a operação (a construção/instalação dos painéis e a sua deposição final produzem emissões);

c) a instalação de painéis solares é mais rápida e pode mais facilmente ser instalada por módulos, comparativamente com soluções baseadas em origens fósseis;

d) a utilização da energia solar não implica, normalmente, alterações significativas nas instalações existentes;

e) a utilização local da energia solar produzida evita as perdas na distribuição que se verificam nas redes de distribuição;

f) os projetos de energia solar podem receber ajudas e incentivos estatais;

O aproveitamento de energia solar em instalações de tratamento de águas residuais pode debater-se com as seguintes dificuldades e impactos que terão de ser mitigados:

- a eficiência do aproveitamento da energia solar incidente nos painéis é ainda muito baixa (da ordem dos 20%, embora estejam a ser experimentados painéis de alta eficiência que poderão vir a atingir os 40%), exigindo por isso grandes áreas de implantação;

- o aproveitamento pressupõe a existência de radiação solar, implicando a necessidade de uma forma de armazenamento da energia;

- os painéis solares produzem corrente contínua, verificando-se perdas da ordem de 4 a 12% na passagem para corrente alterna.

O aproveitamento da energia do vento é efetuado, normalmente, através da instalação de turbinas eólicas que convertem a energia cinética do vento em energia mecânica e em energia elétrica.

Em Crawford *et al.* (2010) é referido um conjunto de vantagens do aproveitamento de energia eólica idêntico ao referido para o aproveitamento da energia solar.

No capítulo 5 desta tese são propostos alguns princípios metodológicos a adotar na identificação das potencialidades de uma ETAR para a instalação de aproveitamentos de energia eólica e de energia solar.

O aproveitamento da energia gravítica no tratamento de águas residuais pode ser efetuado das seguintes formas:

- aproveitamento da energia hidráulica potencial, privilegiando escoamentos gravíticos, sempre que possível, em detrimento de elevações mecânicas;

- utilização de processos gravíticos nas operações de filtração e de decantação de águas residuais, bem como de espessamento e secagem de lamas;

- aproveitamento de energia de posição, com inserção de turbinas em quedas eventualmente disponíveis, antes da descarga nos meios recetores.

### 4.5 Conceção, gestão e exploração dos sistemas para a eficiência energética e para a minimização de emissões de GEE

No apêndice 5 é proposto um conjunto de linhas de orientação consideradas essenciais na conceção, gestão e exploração de sistemas de águas residuais e na conceção de ETAR, tendo em vista a eficiência energética e a redução das emissões de GEE.

No âmbito da conceção, gestão e exploração dos sistemas, é proposto um conjunto de princípios em torno das seguintes orientações e objetivos:

- a garantia de boas condições de afluência das águas residuais às instalações de tratamento;

- uma gestão das lamas produzidas nas instalações de tratamento de águas residuais que privilegie a valorização;

- a reutilização das águas residuais tratadas, visando a economia da água e a obtenção dos créditos de emissões associados à economia de energia e à reciclagem de nutrientes;

- os procedimentos operativos das várias operações e processos unitários de tratamento que proporcionem as melhores condições de eficiência processual;

- um programa de manutenção das instalações que, para além de minimizar tempos de paragem, permita que os equipamentos funcionem nas suas melhores condições de eficiência.

Em relação à gestão de lamas, são salientadas a importância da valorização de lamas (biossólidos) no solo e as vantagens da conceção das soluções de valorização de forma

enquadrada com o Plano de Gestão de Lamas requerido pelo Decreto-Lei Nº 279/2009, de 2 de Outubro.

No âmbito da manutenção de instalações, são salientadas as vantagens da manutenção preventiva condicionada e da utilização das suas ferramentas (termografia, vibrometria, análise de correntes e análise de óleos usados), enquanto processos de elevada eficiência na redução de tempos de paragem e na otimização da utilização de materiais e equipamentos.

No âmbito da conceção de ETAR, é proposto um conjunto de orientações e objetivos incidindo nos seguintes temas:

- conceção dos edifícios administrativos e respetivas instalações técnicas;
- implantação e perfil hidráulico de ETAR, visando a eficiência energética, a flexibilidade de exploração e a resiliência aos impactos das alterações climáticas;
- conceção de sistemas elevatórios;
- conceção das linhas processuais e das operações e processos unitários de tratamento visando a eficiência processual e energética;
- cogeração de energias térmica e elétrica, visando a eficiência da utilização da energia;
- monitorização e gestão centralizada dos processos, visando a sua otimização nas diferentes situações de funcionamento

## 4.6 Soluções e conceções inovadoras e novas tecnologias minimizadoras de emissões de GEE

### 4.6.1 Considerações gerais

Na sequência de pesquisa bibliográfica, é apresentada neste item uma descrição sumária de algumas conceções inovadoras e novas tecnologias emergentes que estão a ser investigadas e desenvolvidas na área do tratamento de águas residuais, visando a eficiência energética e processual. São referidas as soluções descentralizadas e os sistemas sustentáveis de drenagem urbana, enquanto formas globais inovadoras de conceção dos sistemas de águas residuais.

### 4.6.2 Soluções descentralizadas

A Environmental Protection Agency (U.S. EPA) vem administrando um projeto de investigação, intitulado *National Decentralized Water Resources Capacity Development Project* (NDWRCDP), desenvolvido pela *Water Environment Research Foundation* (WERF) e pela *Decentralized Water Resources Collaborative* (DWRC), visando o desenvolvimento de investigação no âmbito dos sistemas descentralizados de águas residuais e de drenagem pluvial. Dadas as fortes inter-relações entre a água e a eletricidade, o projeto envolve também a cooperação da *Electric Power Research Institute* (EPRI) (EPRI, 2009).

De acordo com a definição apresentada no *site* do projeto referido no parágrafo anterior, sistemas descentralizados de tratamento são sistemas de tratamento, geralmente de menor

dimensão do que os convencionais, servindo habitações individuais ou conjuntos de habitações, indústrias ou entidades institucionais, aplicados perto do local de geração das águas residuais. Nos Estados Unidos, zonas rurais e zonas de subúrbio de cidades estão a adotar cada vez mais este tipo de solução para atender às necessidades de drenagem e tratamento de águas residuais, urbanas e pluviais. São referenciados, naquele *site*, 20 casos de aplicação de soluções descentralizadas, localizados nos Estados Unidos e na Austrália, concluindo-se que estas soluções são viáveis e sustentáveis e que podem ser usadas em conjunto com as soluções centralizadas visando uma otimização processual e energética global.

O conceito de sistema descentralizado integra os seguintes princípios de conceção (Tchobanoglous, 2003, citado em Shi, 2011):

- separação na origem de águas negras (fezes e urinas) e de águas cinzentas, além da separação de águas pluviais;

- recuperação de nutrientes na origem, principalmente a partir do tratamento das águas negras;

- reutilização das águas residuais tratadas na agricultura urbana ou em outras utilizações compatíveis.

Existem casos de aplicação deste tipo de conceção de drenagem urbana na reconstrução de velhas cidades e na construção de novas cidades na Suécia e na Holanda (Shi, 2011).

Neste conceito, o tratamento de águas negras é efetuado por processos anaeróbios, como fossas séticas, ou através de processos inovadores como:

- a remoção de CQO e a recuperação de metano em reatores *UASB*;

- a precipitação do fósforo na forma de cristais de estruvita, utilizando magnésio como agente precipitante;

- a conversão de amónia a azoto gasoso (utilizando o nitrito como recetor de eletrões) através de processos inovadores de baixo consumo de oxigénio e sem necessidade de fonte externa de carbono (*CANON*, *ANAMOX*, *OLAND*).

As águas cinzentas são tratadas em sistemas compactos de *UASB*/*SBR* ou por lamas ativadas. Estas tecnologias têm sido aplicadas, por exemplo, em pequenas áreas residenciais em Sneek, no norte da Holanda (Zeeman, 2011, citado em Shi, 2011 ).

Um novo conceito de drenagem urbana que aproveita as vantagens dos sistemas centralizados e as dos sistemas descentralizados, contempla o tratamento das águas negras de forma centralizada e o tratamento e reutilização local das águas cinzentas, de forma descentralizada. De acordo com Daigger (2009), esta conceção híbrida permitirá reduções significativas no consumo de água e de energia.

### 4.6.3 Sistemas sustentáveis em drenagem urbana

A sustentabilidade dos serviços da água pressupõe o abastecimento contínuo da água para abastecimento humano e para a atividade humana, sem comprometer o ambiente, a economia

e o bem estar das gerações futuras. A conceção dos sistemas de águas deverá atender aos seguintes princípios essenciais para a sustentabilidade (WERF, 2010d):

- abordagem integrada de todas as componentes do ciclo urbano da água (abastecimento de água, drenagem e tratamento de aguas residuais e recursos hídricos);

- maximização da reutilização da água, da energia e dos materiais;

- segurança e resiliência a impactos externos;

- proteção da qualidade da água;

- maximização dos benefícios, numa avaliação que considere o ambiente, a sociedade e a economia;

- incorporação de abordagens integradas à escala local e à escala da bacia hidrográfica.

O crescimento de áreas urbanas impermeabilizadas, com redução da infiltração e dos tempos de concentração, e as consequências previsíveis das alterações climáticas, designadamente o agravamento de situações hidrológicas extremas e a subida do nível da água do mar, evidenciam a necessidade de repensar as conceções tradicionais dos sistemas de drenagem urbana. A tradicional conceção baseada na descarga direta das águas pluviais na linha de água mais próxima tem vindo também a revelar-se inadequada para a proteção da água, pois as águas residuais pluviais apresentam, por vezes, níveis de poluição incompatíveis com a descarga direta nos meios recetores.

Por outro lado, existem ainda muitos sistemas de águas residuais unitários e pseudo-separativos, nos quais, no contexto das soluções tradicionais de drenagem pluvial, este problema da descarga da componente pluvial das águas residuais resulta em impactos inaceitáveis.

Os chamados sistemas sustentáveis de drenagem urbana (*sustainable urban drainage systems* - SUDS), também designados por "*BMP – Best Management Practices"* ou soluções de controlo na origem "*source control*", começaram a surgir desde a última década do século passado, na Europa, nos Estados Unidos e na Austrália, integrando as seguintes linhas de orientação e aspetos técnicos essenciais, no sentido de mitigar os problemas e impactos aos quais as soluções convencionais não respondem de forma sustentada (DEFRA, 2004):

- Prevenção – adoção de conceções de ocupação do solo, individuais e coletivas, que reduzam o escoamento e a poluição.

- Controlo na fonte – controlo dos caudais de escoamento o mais próximo possível dos locais onde são gerados, através de soluções para reduzir a impermeabilização, aumentar a retenção de água ou utilizar as águas pluviais.

- Controlo local – controlo por sub-bacias, aproveitando sinergias e economias de agregação de soluções conjuntas.

- Controlo Regional – controlo de caudais à escala de bacias, envolvendo várias zonas, através, por exemplo, da construção de bacias de retenção.

Adotando uma aproximação que envolva de forma global todas as vertentes e aspetos do problema (urbanismo, paisagismo, ambiente, qualidade da água, lazer), estes sistemas, para

além das vantagens específicas no controlo dos caudais pluviais e da qualidade da água, terão ainda mais valias ao nível da criação de "amenidades".
A implementação de SUDS, adequadamente concebidos, construídos e explorados/mantidos, em oposição às conceções tradicionais, proporciona os seguintes contributos para uma gestão sustentável da água (DEFRA, 2004):

a) redução dos caudais de ponta de águas pluviais em linhas de água e coletores e redução dos riscos de inundação a jusante;

b) redução da frequência de descarga de águas pluviais contaminadas ("*overflows*") das zonas urbanas para as linhas de água e para os coletores de drenagem e redução dos volumes descarregados;

c) melhoria da qualidade da água nos coletores de drenagem, através da remoção de poluentes de origem difusa;

d) redução da procura de água potável, devido à utilização da água da chuva;

e) melhoria das amenidades, através da previsão de espaços e parques públicos e de zonas de "*habitats*";

f) aproximação às condições de drenagem naturais, com manutenção das condições naturais de recarga dos aquíferos.

### 4.6.4 Implementação de conceções inovadoras

#### 4.6.4.1 Maximização da captura de sólidos e matéria orgânica para a produção de energia na ETAR

Do ponto de vista estrito do aproveitamento da energia contida nas águas residuais, as investigações em curso tendem a privilegiar os tratamentos primários com desvio do máximo de carga orgânica para a digestão anaeróbia (WERF, 2011a). As vantagens apontadas para estas soluções são, para além de uma maior produção de gás na digestão anaeróbia, a economia de energia nos processos de arejamento a jusante (She, 2011).
O "*Roadmap*" da WERF prevê mesmo o investimento em processos avançados de decantação primária, com recurso a assistência com processo físico-químico e a aceleração com balastros (WERF, 2011a).
Estão a ser instaladas e desenvolvidas tecnologias de decantação acelerada, lamelar, com utilização de reagentes e recirculação de lamas ou de areia micrométrica. Trata-se de um processo cujas eficiências se aproximam das de um tratamento secundário convencional (desde que verificadas determinadas condições) e que, pelas elevadas velocidades de decantação permitidas (economias de espaços de implantação) e pela rapidez e facilidade de arranque e estabilização do processo, estão a ganhar relevância no tratamento de caudais excedentários em sistemas com elevada contribuição pluvial.

#### 4.6.4.2 Tratamentos biológicos inovadores

**Tratamentos anaeróbios**

Os reatores *UASB* (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) têm vindo a ser adotados no tratamento de águas residuais urbanas, sobretudo em zonas de climas quentes, devido aos baixos custos de investimento e exploração. Começaram a ser desenvolvidos nos anos setenta do século passado com aplicação no tratamento de águas residuais industriais, muito concentradas, inicialmente na indústria do açúcar, revelando vantagens em termos de baixa produção de lamas, de reduzido espaço de implantação, de baixo consumo energético e do seu potencial de produção de biogás. Estas vantagens têm vindo a incentivar investigações no sentido da aplicação desta tecnologia a águas residuais urbanas em países tropicais como o Brasil, a Colômbia e a Índia (Foresti, 2002, citado em Crawford *et al.,* 2010).

Embora esta tecnologia não consiga, por si só, obter um efluente de qualidade conforme com as exigências correntes de qualidade das descargas, ela permite eliminar parte significativa da carga orgânica com custos inferiores aos das soluções convencionais, podendo ser complementada com tratamentos de afinação.

As limitações atuais desta tecnologia, as quais justificam a investigação em desenvolvimento, prendem-se com as dificuldades da sua combinação com a remoção de nutrientes e com a quantificação e tratamento das emissões de GEE que se lhe associam. Esta tecnologia potencia também a formação de sulfureto de hidrogénio, com impactos ao nível da segurança do pessoal e das instalações, da corrosão das estruturas e da libertação de odores para os quais se requerem medidas de mitigação.

**Tratamento dos "licores" sobrenadantes e dos filtrados do tratamento de lamas**

A concentração de amónia nos digestores tem duas origens essenciais, a amónia presente nas lamas que entram no digestor e a que resulta da conversão dos sólidos voláteis durante a digestão. A concentração de amónia sobe até se atingir o equilíbrio com a alcalinidade, numa relação, obtida empiricamente, de 3,3 de $CaCO_3$ para 1 de amónia (Jolly *et al.,* 2009).

As lamas pré-tratadas com hidrólise térmica entram nos digestores com concentrações de sólidos rondando os 11%, bastante mais elevadas do que as lamas espessadas não sujeitas a pré-tratamento (que entram na digestão com uma concentração rondando 4 a 6%). Esta maior concentração, combinada com a maior destruição de voláteis, faz com que a digestão de lamas pré-tratadas com hidrólise térmica tenha um potencial de produção de amónia muito superior, relativamente à solução convencional e, assim, a concentração de amónia no "licor" seja bastante superior. Contudo, como os volumes de "licores" gerados são inferiores, a carga total de amónia é semelhante à produzida na digestão de lamas não sujeitas àquele pré-tratamento (Jolly *et al.,* 2009).

O tratamento destes "licores" e filtrados, com oxidação da amónia em condições energeticamente muito favoráveis, antes do seu retorno à entrada da ETAR, permite economias significativas na energia de arejamento dos reatores biológicos (WERF, 2011a).

Este tratamento tem sido efetuado com base na utilização de processos biológicos de baixo consumo energético. Estes processos utilizam a bactéria *ANAMOX*, a qual oxida a amónia diretamente a azoto gasoso, usando o nitrito como recetor de eletrões, sem necessidade do substrato de carbono requerido pelos processos convencionais de desnitrificação (Middleton *et al.,* 2010). A aplicação deste tratamento debate-se ainda com dificuldades associadas ao crescimento da bactéria *ANAMOX*, que é lento, obrigando a reatores de grande dimensão. Investigações recentes sugerem a possibilidade de a bactéria *ANAMOX* poder agregar-se em flocos mais pesados, permitindo a sua separação das lamas e evitando a sua retirada do processo nas lamas em excesso e, assim, viabilizando soluções para a acumulação destes microrganismos nos reatores. Esta possibilidade poderá vir a permitir a utilização desta bactéria nos processos biológicos de remoção de nutrientes, o que se traduzirá, naturalmente, em elevadas economias de energia (Katehis, 2011).

#### 4.6.4.3 Digestão avançada. Tratamentos de lamas prévios à digestão anaeróbia

A eficiência da digestão anaeróbia, quer em termos da redução de sólidos voláteis, quer em termos da produção de biogás, pode ser melhorada através da implementação de pré-tratamentos nas lamas a digerir. A desidratabilidade das lamas digeridas melhora também significativamente, devido à redução da sua viscosidade, baixando o consumo de energia e de reagentes na desidratação e melhorando a concentração das lamas desidratadas (menores emissões de GEE no transporte a deposição final). Estes pré-tratamentos, que provocam a quebra das moléculas e a solubilização da matéria, podem ser aplicados usando as tecnologias indicadas na Tabela 4.1, onde se indica também o número de instalações existentes à escala real em 2009, o ano da realização dos primeiros ensaios, o ano da primeira instalação à escala real, a redução de sólidos voláteis alcançável e o consumo específico de energia elétrica (Jolly *et al.,* 2009).

**Tabela 4.1- Tratamentos de lamas prévios à digestão anaeróbia**

| Processo | Primeiros ensaios | Primeira instalação | Numero de instalações (em 2009) | Redução de Sólidos Voláteis (%) | Consumo de energia elétrica (kWh/tMS) |
|---|---|---|---|---|---|
| Hidrólise térmica | 1990 | 1996 | 24 | 60 | 310 |
| Hidrólise por enzimas | Anos 90 | 2002 | 11 | 52 | 304 |
| Hidrólise por ultrassons | Anos 90 | 2000 | >10 | 56 | 675 |
| Hidrólise por impulsos elétricos | 2000 | 2007 | 1 | 56 | 407 |
| Microlamas | 2000 | 2004 | 3 | 59 | 555 |
| Rotura celular | 2004 | | 0 | 52 | 204 |

(Adaptado de Jolly *et al.*, 2009)

A hidrólise térmica, para além das vantagens acima indicadas, propicia ainda a obtenção de biossólidos estabilizados, com características compatíveis com a sua valorização agrícola (biossólidos da classe A), o que se traduz numa grande vantagem. A hidrólise enzimática, que opera a temperaturas da ordem dos 42ºC não dará essas garantias. Os tratamentos por

ultrassons e por pressão precedida de enfraquecimento das paredes celulares (microlamas) só se aplicam, normalmente, a lamas biológicas (Jolly *et al.,* 2009) .
Os tratamentos térmicos têm a vantagem de poderem utilizar calor produzido em cogeração, o que poderá ser importante se a produção de biogás na instalação for suficiente, ou se for economicamente viável o seu reforço com a utilização de gás natural.

### Tratamentos térmicos – Hidrólise térmica

Até ao final dos anos setenta do século passado, a aplicação de tratamentos térmicos às lamas visava a melhoria das suas condições de desidratabilidade e o alcance de melhores sicidades das lamas desidratadas. Mais tarde começaram a ser investigadas as melhorias de digestibilidade proporcionadas pelos tratamentos térmicos, apontando-se a temperatura de 170ºC como a ideal para estes tratamentos. A partir dos anos oitenta, estes tratamentos térmicos começaram a ser abordados com um terceiro objetivo, o da pasteurização das lamas.
As principais vantagens detetadas na investigação dos tratamentos térmicos prévios à digestão anaeróbia de lamas são, fundamentalmente, as seguintes (Piat *et al.,* 2009):

- melhoria da biodegradabilidade das lamas, com redução das necessidades de energia para aquecimento dos digestores e aumento da produção de biogás;
- redução dos impactos do retorno dos “licores” da digestão no processo biológico do tratamento da fase líquida;
- redução dos compostos odoríferos formados durante os tratamentos prévios à digestão.

Na sequência destas investigações foram patenteadas algumas tecnologias de tratamentos térmicos de lamas (por exemplo *Biothelys* e *Camby*), baseadas na elevação da temperatura e pressão das lamas, durante um determinado intervalo de tempo.
A hidrólise térmica aumenta, para mais do dobro, a fração rapidamente biodegradável dos sólidos voláteis presentes nos biossólidos, aumentando em 30 a 60% a produção de biogás (WERF, 2011a).

### Tratamentos elétricos

Os tratamentos por pulsação de campos elétricos que estão a ser investigados e desenvolvidos promovem a solubilização das lamas, antes da sua digestão, e têm como principal objetivo o aumento da razão CQO solúvel/CQO total e da concentração de polímeros exacelulares (aumentos da ordem de 4,5 a 6 vezes), através da rotura celular induzida pelos impulsos das descargas elétricas (Shoi *et al.,* 2006). Estes tratamentos atacam diretamente as membranas celulares.
Em Banaszak *et al*. (2008) são referenciados os resultados de um estudo de aplicação destes tratamentos a uma mistura de lamas primárias com lamas biológicas, utilizando resultados laboratoriais de aplicações sobre instalações piloto e sobre instalações à escala real. O tratamento potenciou a solubilização da CQO e outros componentes das lamas, tendo-se revelado eficiente, quer nas instalações piloto, quer nas instalações à escala real. Os principais

benefícios evidenciados foram uma maior degradação da matéria orgânica, uma maior produção de biogás e uma menor produção de lamas digeridas a conduzir a destino final.

#### 4.6.4.4 Equipamento de cogeração

**Utilização de microturbinas**

As microturbinas são uma tecnologia de cogeração relativamente nova e que apresenta as seguintes vantagens principais (Crawford *et al.,* 2010):

- emissões reduzidas;
- calor recuperado disponível na forma de água quente ou de vapor a baixa pressão;
- possibilidade de instalação no exterior, não necessitando de edifício para isolamento sonoro.

Em termos de desvantagens, os rendimentos das microturbinas (eletricidade e calor) são relativamente baixos quando comparados com os de outras formas de produção em cogeração. São muito exigentes em termos de impurezas no biogás, exigindo tratamento rigoroso.

**Utilização de motores de combustão externa**

O motor *Stirling* é um motor de combustão externa que funciona com base num ciclo termodinâmico integrando quatro fases desenvolvidas em dois tempos do pistão: compressão a temperatura constante e aquecimento a volume constante; e expansão isotérmica e arrefecimento a volume constante. A energia térmica é fornecida externamente ao cilindro, e o gás de trabalho, normalmente o ar, opera em circuito fechado e não participa na combustão. O combustível pode ser qualquer um que possa constituir a fonte de calor, sendo possível mudar de combustível sem necessidade de ajustamentos no motor. Estes motores têm as seguintes vantagens, relativamente aos motores de combustão interna (França *et al.,* 2008):

- melhores rendimentos, mesmo a carga parcial;
- menores emissões;
- níveis de vibração inferiores aos dos motores de combustão interna;
- flexibilidade no combustível.

Este tipo de motor tem menores exigências de tratamento do biogás, uma vez que é menos vulnerável ao desgaste por corrosão. Trata-se de uma tecnologia que está ainda em fase de investigação (WERF, 2011b).

**Células de combustível**

Aplicadas no contexto de cogeração, as pilhas de combustível transformam a energia do biogás em energia elétrica, através de da produção de hidrogénio a partir do metano, numa primeira fase, e da produção de energia a partir do hidrogénio, numa segunda fase. Finalmente a corrente contínua produzida pelas pilhas é transformada em corrente alterna.

De acordo com as informações constantes no *site* do Projeto BIOCELL, existem atualmente 36 instalações de cogeração com células de combustível, 31 em ETAR, 3 em instalações de resíduos e 2 em aterros. Estas instalações situam-se nos Estados Unidos da América (20), no Japão (12), na Alemanha (2), na China (1) e na Coreia (1).

As vantagens da cogeração com utilização de pilhas de combustível são as seguintes, para além das vantagens intrínsecas da cogeração decorrentes da produção conjunta de eletricidade e calor (Crawford *et al.,* 2010):

a) elevada eficiência de produção de energia elétrica;

b) os equipamentos podem ser instalados no exterior e não necessitam de ser confinados num edifício para isolamento acústico, como é o caso das soluções de utilização de sistemas mecânicos para produção de energia;

c) os gases de emissão são extremamente limpos.

De salientar que, devido ao maior rendimento de produção de eletricidade, a recuperação do calor pode ser insuficiente para fazer face às necessidades de aquecimento das lamas em digestão.

As células são muito sensíveis às impurezas presentes no biogás, pelo que este tem de ser objeto de tratamento prévio rigoroso.

#### 4.6.4.5 Outras formas de valorização do biogás

O metano pode ser convertido em combustível líquido (biofuel) através da atividade biológica de microrganismos específicos. Trata-se de um processo inovador que aproveita a atividade da bactéria oxidante da amónia na oxidação do metano a metanol (WERF, 2011a).

### 4.6.5 Tecnologias emergentes

#### 4.6.5.1 Motores de nova geração

Estão a ser desenvolvidos motores elétricos com base na utilização de condutores de cobre de alta condutividade e de conceções inovadoras para a eficiência energética que permitem poupanças de energia até 1,4%, comparativamente com valores e critérios da NEMA. As conceções inovadoras que estão a ser desenvolvidas incluem (USEPA, 2010):

- otimização da conceção dos motores;
- apoios e rolamentos de baixo atrito;
- melhoria dos sistemas de arrefecimento;
- melhorias nos lubrificantes (baseados na utilização de poliureia);
- calibragem dinâmica dos rotores;
- construção de precisão para eliminar vibrações.

#### 4.6.5.2 Controlo de sistemas e equipamentos de arejamento

**Controlo do processo**

Estão a ser desenvolvidas tecnologias e ferramentas inovadoras no controlo do arejamento de reatores aeróbios que não se limitam ao controlo automático dos equipamentos de arejamento em função das concentrações de oxigénio dissolvido, salientando-se as seguintes (USEPA, 2010):

a) a respirometria;

b) a determinação do ponto crítico da concentração de oxigénio nos reatores biológicos, através dos resultados de análises de respirometria;

c) o balanço de oxigénio nos tanques de arejamento.

A respirometria tem ainda as seguintes limitações, condicionantes da sua utilização como base para um controlo em linha de sistemas de arejamento (Trillo *et al.,* 2004, citados em USEPA, 2010):

- fiabilidade dos resultados analíticos da respirometria;
- difícil manutenção do equipamento de amostragem em linha;
- eventual falta de representatividade das amostras colhidas em linha.

O ponto crítico de oxigénio é a concentração mínima de oxigénio capaz de criar o gradiente (entre o exterior e o interior da parede celular) necessário para a passagem de oxigénio necessário à respiração dos microrganismos. Este parâmetro, avaliado em ensaios de respirometria, permite determinar o "*setpoint"* ótimo da concentração de oxigénio dissolvido, uma vez que abaixo do ponto crítico a respiração é perturbada, enquanto que acima deste ponto não se verifica um aumento da taxa de degradação com o aumento da concentração de oxigénio dissolvido. Regulando o sistema de controlo para este "*setpoint"* atingir-se-á a máxima eficiência energética.

O balanço de oxigénio em torno dos reatores considera o oxigénio entrado no reator e o oxigénio que sai do reator, libertado através da superfície livre. Esta metodologia foi utilizada inicialmente para avaliar a eficiência de sistemas de arejamento, estando recentemente a ser objeto de atenção como processo de controlo.

Uma forma de controlo que pode também apresentar vantagens em termos da minimização do consumo em processos de arejamento é o controlo automático da idade de lamas, permitindo a sua minimização em valores compatíveis com os objetivos do tratamento (USEPA, 2012).

Ao nível do controlo de compressores de arejamento, verifica-se atualmente uma evolução do sistema tradicional de controlo, baseado na pressão (os compressores arrancavam ou aceleravam quando a pressão descia abaixo de determinado valor, por via do consumo de ar no arejamento, controlado por válvulas em função da concentração de oxigénio dissolvido), para um novo sistema em que o funcionamento dos compressores é controlado diretamente pelo caudal de ar que está a ser solicitado. Este sistema de controlo apresenta as seguintes vantagens (USEPA, 2012):

- elimina as oscilações cíclicas nos compressores e nos reatores associadas à variação da pressão;

- minimiza as perdas de carga associadas às válvulas, um vez que nas zonas de maior consumo de ar, as válvulas estarão totalmente abertas.

**Compressores para arejamento**

A tecnologia associada aos compressores de arejamento (compressores tipo turbo) tem evoluído na busca de melhores eficiências, com melhorias incidindo essencialmente na redução de atrito e na eficiência dos motores elétricos de acionamento. Recentemente, a adoção de levitação magnética dos rotores dos compressores tem proporcionado uma redução importante do atrito, facto que, conjugado com a utilização de motores de elevada eficiência, tem subido muito a eficiência dos compressores turbo sendo, atualmente, 10 a 20% mais eficientes do que os compressores volumétricos de deslocamento positivo (USEPA, 2010). Aos compressores turbo de alta velocidade de rotação são atribuídas as seguintes vantagens (USEPA, 2012):

a) maior eficiência energética (levitação do rotor magnética ou sobre almofada de ar);

b) menor espaço de implantação, menos vibrações e menos ruído.

Em contrapartida, estes compressores são mais dispendiosos em termos de investimento.

Uma tecnologia muito recente em compressores de arejamento diz respeito aos compressores rotativos de parafuso, cujos fabricantes apontam potenciais de economia de energia até 50% comparativamente com os compressores rotativos convencionais.

**Equipamento de difusão de ar**

Os sistemas de arejamento por ar difuso sofreram um forte desenvolvimento a partir da década de 70 do século passado, com melhorias crescentes ao nível da eficiência da transferência de oxigénio do ar para a biomassa dos reatores biológicos. Mais recentemente, o desenvolvimento de sistemas de difusão de ar de bolha fina veio permitir economias no arejamento variando entre 25 e 70%, com valores mais comuns rondando os 30 a 40% (USEPA, 2010).

Estão disponíveis no mercado várias tecnologias de difusão de bolha fina baseadas na utilização de porcelana porosa e de membranas, todas com vantagens e desvantagens específicas, estas últimas relacionadas principalmente com a vulnerabilidade a entupimentos e fenómenos de "*fouling"*. As soluções mais utilizadas baseiam-se em discos de porcelana rígidos ou placas ou tubos flexíveis de membrana porosa.

Desenvolvimentos muito recentes estão também a ser observados nos materiais das membranas, viabilizando a utilização de difusão por bolha ultrafina, com diâmetros variando entre 0,2 e 1,0 mm que permitem melhorar ainda mais as eficiências de transferência de oxigénio. Novos materiais estão a ser investigados com características específicas de resistência à formação de "*fouling"*, tendo em vista reduzir as necessidades de limpeza periódica dos sistemas difusores.

#### 4.6.5.3 Controlo de processos biológicos de remoção de nutrientes

As bactérias responsáveis pelos processos de remoção de azoto apresentam uma elevada diversidade, sendo que a maior parte suporta bem concentrações de oxigénio dissolvido próximos de zero, podendo desenvolver-se e conviver em condições de alternância de aerobiose com anoxia, proporcionando uma otimização do metabolismo global dos microrganismos presentes nos reatores, com um mínimo de energia de arejamento. Para esta otimização, o controlo automático tradicional em função da concentração de oxigénio dissolvido não é suficiente para se atingir a máxima eficiência e para tirar partido das zonas de transição aerobiose/anoxia. Estão em desenvolvimento sistemas de controlo que utilizam medições de outros parâmetros como a amónia, o nitrato e o nitrito (processos patenteados *Symbio & Bioprocess Intelligent Optimization - BIOS*).

#### 4.6.5.4 Reatores híbridos

Estudos recentes vêm conduzindo ao desenvolvimento de um terceiro tipo de reatores (acrescentando aos dois tipos convencionais de biomassa fixa e de biomassa suspensa), denominados reatores híbridos, em que a biomassa se encontra fixa sobre um meio que se encontra em suspensão no interior da massa líquida do reator. Contudo, são ainda necessários alguns estudos de investigação para uma compreensão profunda das características dos processos híbridos, designadamente ao nível da distribuição dos microrganismos pelas duas fases e das suas interações e cinéticas de biodegradação (Shi, 2011).

#### 4.6.5.5 Reatores biológicos de membranas

Os níveis crescentes de exigência de qualidade das águas residuais tratadas para descarga nos meios recetores e para reutilização, por um lado, e, por outro, o grande desenvolvimento que se vem verificando nos últimos anos na tecnologia de membranas, que se têm traduzido numa redução dos consumos energéticos, vem conduzindo a ganhos de competitividade desta solução aplicada ao tratamento de águas residuais urbanas.

#### 4.6.5.6 Células microbiológicas de combustível

As células de combustível microbiológicas (MCF) geram eletricidade a partir da matéria orgânica presente nas águas residuais, sendo uma tecnologia inovadora e prometedora na recuperação da energia contida nas águas residuais (WERF, 2011a). Estas pilhas utilizam uma bactéria normalmente existente nos processos biológicos de tratamento de águas residuais para recolher a energia química existente na matéria orgânica e nos poluentes e transformá-la em energia elétrica.

Estão a ser desenvolvidos estudos de investigação em laboratório, mas a experimentação em instalações à escala real tem enfrentado algumas dificuldades. É possível também obter

peróxido de hidrogénio a partir de um sistema bioeletroquímico, solução que se poderá vir a revelar mais interessante do que as células de combustível microbiológicas (WERF, 2011a).

#### 4.6.5.7 Bioreatores de algas

As águas residuais podem ser um meio adequado para o desenvolvimento de algas que produzem biocombustíveis que podem ser queimados em caldeiras e, ou convertidos em fuel para a produção de calor ou eletricidade. É necessária investigação no sentido de identificar os grupos de algas que produzem estes combustíveis e de permitir uma associação destes processos com os processos de remoção biológica de nutrientes (WERF, 2011a).

Os combustíveis produzidos pelas algas podem ser diversos, como metano, biodiesel, etanol, cadeia dos hidrocarbonetos e hidrogénio. As maiores limitações ao desenvolvimento desta tecnologia são as grandes áreas requeridas para implantação, a disponibilidade permanente de adequados níveis de insolação e as temperaturas elevadas necessárias para as águas residuais. Estas limitações constituem, atualmente, constrangimentos ao desenvolvimento desta tecnologia (WERF, 2011a).

#### 4.6.5.8 Desinfeção por radiação UV

Embora o processo de desinfeção de águas residuais por radiação UV tenha já algumas décadas de aplicação, ele pode ser considerado um processo emergente, dado estar a ser alvo de estudos de investigação visando o aumento da sua eficiência energética e processual (Metcalf, 2010, citado em Shi, 2011). O potencial de desenvolvimento centra-se essencialmente no tipo de lâmpadas e de balastros a utilizar e nos equipamentos de controlo do processo. Estão também a ser desenvolvidos estudos no sentido de compreender os efeitos que determinados produtos potencialmente presentes nas águas residuais a desinfetar têm sobre a transmitância à radiação UV.

#### 4.6.5.9 Agitação de reatores biológicos anaeróbios e anóxicos

Estão em desenvolvimento duas tecnologias emergentes no domínio da agitação/mistura de reatores biológicos anaeróbios e de reatores anóxicos: os misturadores de perfil hiperbólico e a mistura por ar pulsado de bolha grossa. O primeiro, que conta já com alguns casos de aplicação na Europa, na Alemanha, na Holanda e na Bélgica, estando, à data de 2010, em aplicação em duas ETAR nos Estados Unidos da América, permite economias significativas de energia, comparativamente com os agitadores submersíveis convencionais (USEPA, 2010).

A agitação por ar difuso de bolha grossa é uma tecnologia patenteada e assenta na utilização de difusores concebidos para originarem a libertação intermitente, junto ao fundo dos reatores, de grandes bolhas de ar comprimido que, por efeito da ascensão, promovem a agitação da biomassa, sem transferência de oxigénio do ar, podendo por isso ser aplicado em reatores anaeróbios e anóxicos (USEPA, 2012).

#### 4.6.5.10 Agitação de lamas em digestão

Está em desenvolvimento um novo agitador específico para digestores, com a designação de *Vertical Linear Motion Mixer* que foi testado em Tucson, Arizona, e que se revelou eficiente na mistura e agitação, com poupanças significativas de energia (USEPA, 2012).

#### 4.6.5.11 Secagem de lamas

Em Jonassen *et al.* (2008) é apresentado um resumo das apresentações efetuadas na *European Conference of Sludge Management* (ECSM) realizada em 2008. É também salientado o relativamente fraco ritmo de desenvolvimento de investigação no domínio da secagem de lamas. São apresentadas as conclusões de duas apresentações relativas à secagem de lamas através da aplicação da tecnologia *Super Heated Steam Dryers* (SHSD), uma das quais apresentadas por um fabricante especializado nesta tecnologia. É referida a existência, a nível mundial, de cerca de 100 instalações em operação com esta tecnologia. São indicadas as seguintes vantagens essenciais deste tipo de instalação:

- economia no consumo de energia de cerca de 50 a 75%;
- eliminação dos riscos de incêndio e explosão;
- eliminação de emissão de odores;
- menores dimensões das câmaras de secagem proporcionadas pelas melhores taxas de transferência de calor.

Na conferência ECSM realizada em 2012 foram efetuadas quatro apresentações relacionadas com secagem de lamas, uma envolvendo modelação dos processos de secagem, duas envolvendo secagem solar e uma de investigação dos efeitos de temperatura de secagem nos processos de secagem de lamas (lista de publicações apresentada no *site* da ECSM 2012). Numa destas apresentações (Jung *et al.,* 2012) são descritas as conclusões de um estudo de modelação efetuado sobre um caso de estudo de uma instalação em que foi utilizado um processo patenteado de secagem solar de lamas. Este processo integra essencialmente uma estufa, dispositivos mecânicos de deposição das lamas e de revolvimento e arejamento das pilhas de lamas em secagem e equipamentos de ventilação e desodorização.

As vantagens da solução de secagem solar são essencialmente as seguintes, de acordo com as apresentações efetuadas por fornecedores deste tipo de tecnologia e as discussões que se lhes seguiram, no *Benchmarking Lounge* de Ambiente realizado na sede da Ordem dos Engenheiros em 14 de Outubro de 2011:

a) aproveitamento direto de uma forma de energia renovável, com maior vantagem em zonas de grande insolação anual;

b) modularidade da instalação, com facilidade de adaptação à evolução das quantidades de lamas a secar;

c) adaptabilidade a uma gama alargada de dimensões, podendo ser instaladas em ETAR de pequena e de média dimensão;

d) simplicidade de operação;

e) capacidade de armazenamento e facilidade de manuseamento de lamas.

## 4.7 Barreiras jurídico-administrativas e regulatórias

### 4.7.1 Obtenção de licenças de instalação e exploração de energias renováveis

O consumo energético apresenta um elevado peso no balanço das emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais. A cogeração (enquanto solução para a maximização da eficiência energética) e a utilização de energias renováveis (enquanto solução para a redução da intensidade carbónica da energia consumida) apresentam, por isso, uma importância determinante na redução dessas emissões. Neste sentido, eventuais dificuldades associadas à implementação destas soluções constituir-se-ão em barreiras importantes na conceção de novas soluções minimizadoras das emissões de GEE no tratamento de águas residuais.

O licenciamento da instalação e exploração de instalações de aproveitamento de energias renováveis e de instalações de cogeração está condicionada à existência de condições técnicas para a ligação desses centros electroprodutores à Rede Elétrica de Serviço Público (RESP), cuja gestão é regulamentada pelo Decreto -Lei n.º 312/2001, de 10 de dezembro.

O atual Governo considerou ser necessário moderar as intenções de investimento em novos centros electroprodutores, tendo em conta:

- as orientações de política energética previstas no Programa do Governo que apontam para a necessidade de ponderar e reavaliar o enquadramento legal da produção de eletricidade em regime especial, designadamente a partir de recursos endógenos renováveis e de tecnologias de produção combinada de calor e de eletricidade;

- a evolução verificada no mercado, com a retração da procura;

- as medidas previstas nos memorandos de entendimento acordados com o Fundo Monetário Internacional, a Comissão Europeia e o Banco Central Europeu.

Neste sentido, o Governo suspendeu, através do Decreto-Lei Nº 25/2012, de 6 de Fevereiro, a atribuição de potências de injeção na RESP, ao abrigo do disposto nos artigos 4.º e 10.º do Decreto -Lei n.º 312/2001, de 10 de dezembro, ressalvando, contudo, casos excecionais de relevante interesse público, em que estejam em causa os objetivos e prioridades da política energética nacional.

Este conjunto de condições poderá constituir uma barreira importante à implementação de medidas de otimização de eficiência energética baseadas na cogeração e na utilização de fontes renováveis de energia, uma vez que, dada a variabilidade das energias renováveis e as dificuldades técnicas de armazenamento, na ETAR, de biogás (por grandes períodos) e de energia, a viabilidade de tais medidas estará muito dependente da possibilidade de ligação à RESP, para efeito de exportação e importação de energia. Admite-se contudo que, dados os grandes benefícios ambientais destas medidas, elas possam vir a ser enquadradas nos casos excecionais previstos, aspeto para o qual será necessário sensibilizar as entidades legisladoras e reguladoras.

O tratamento de águas residuais tem um peso pouco significativo no contexto nacional da cogeração, sendo que em 2005 representava apenas 0,44% do total nacional, em termos de potência instalada. No contexto do setor de serviços, representava cerca de 32,6% do total de potência instalada, pertencendo 62,5% a hotéis, 3,1% a piscinas e 0,8% a hospitais (França *et al.,* 2008).

### 4.7.2 Regime jurídico e remuneratório da cogeração

O novo regime jurídico da cogeração (Decreto-Lei Nº 23/2010 de 26 de Julho, com nova redação dada pela Lei Nº 19/2010 de 23 de Agosto) prevê apoio restrito a instalações de cogeração eficientes ou de elevada eficiência.

Instalações de pequena dimensão são consideradas de elevada eficiência se delas resultar "…*uma poupança de energia primária relativamente à produção separada de eletricidade e calor* …". (Alínea c) do Artigo 3º). O calor gerado tem de ser útil, isto é, na ausência de cogeração, ele teria de ser obtido através da utilização de outros combustíveis. Este novo regime estabelece a obrigatoriedade de garantias e certificados de origem, a emitir por uma entidade emissora de garantias de origem, destinadas a:

a) comprovar a quantidade de energia elétrica produzida em cogeração de elevada eficiência;

b) certificar que a instalação permite uma efetiva poupança de energia primária.

Na modalidade especial (acessível a cogerações até 100 MW de capacidade instalada), o sistema remuneratório da cogeração baseia-se em condições de mercado, considerando uma tarifa de referência complementada com o pagamento de um prémio de eficiência e de um prémio de energia renovável, se for caso disso (como é o caso da utilização de biogás como energia primária). A tarifa de referência, o prémio de eficiência e o prémio de energia renovável são pagos pelo comercializador de último recurso (CUR) ao cogerador e são regulados por portaria do membro do Governo responsável pela energia (Artigo 4º, Nº 7 do Decreto-Lei Nº 23/2010, de 25 de Março, com nova redação dada pela Lei Nº 19/2010 de 23 de Agosto).

Os prémios podem ser diferenciados em função da poupança de energia primária obtida com a cogeração, do tipo de tecnologia e do tipo de procura do calor útil produzido. Contudo, a tarifa de referência não pode ser diferenciada em função do tipo de energia primária utilizada, não podendo "… *discriminar, favorável ou desfavoravelmente, uns combustíveis em detrimento de outros…*" (Nº 6 do mesmo Artigo atrás referido). A tarifa deverá ser variável, de acordo com "… *a evolução internacional do preço do combustível, a evolução do índice de preços no consumidor e a evolução cambial*…" (alínea B) do mesmo número 6 atrás citado).

Ainda de acordo com o mesmo Nº 6, a tarifa deve "…*reflectir os benefícios ambientais, as perdas evitadas nas redes de transporte e distribuição, a reduzida utilização da rede de transporte e o perfil horário de funcionamento da produção de energia eléctrica, que no seu conjunto reflectem a síntese da distinção do contributo global da cogeração para a poupança de energia primária…*".

A tarifa de referência e os prémios são temporários, não sendo aplicáveis durante toda a exploração da unidade de cogeração. Contudo, existe um regime especifico para as cogerações renováveis (aquelas em que pelo menos 50% da energia primária utilizada seja de origem renovável), que continuarão a beneficiar da tarifa de referencia, do premio de energia renovável e do premio de eficiência independentemente do período de tempo que tenha passado desde o seu licenciamento, desde que se justifique a manutenção da classificação prevista no Artigo 3º (Artigo 5º, Nº2).

Foi já publicada a Portaria Nº 140/2012, de 14 de Maio que estabeleceu, para as instalações de cogeração renovável, uma tarifa de referência de 81,17 euros por MWh, em equipamentos de potência instalada inferior a 2 MW, e de 65,92 euros/MWh, no caso das instalações entre 2 e 100 MW. Esta portaria foi entretanto alterada pela Portaria Nº 325-A/2012, de 16 de Setembro, a qual introduziu algumas alterações, das quais se salienta a introdução de um limite máximo ao valor a pagar a título de prémio de eficiência e a consagração da obrigação de todas as instalações de cogeração, independentemente dos regimes remuneratórios em que se enquadrem, manterem contadores e equipamentos de medição da energia produzida, designadamente térmica, e dos consumos de combustíveis utilizados, de modo a assegurar um maior rigor e controlo na verificação dos principais indicadores de eficiência.

A COGEN aponta a existência, no longo período de 8 anos de preparação desta legislação relativa ao regime remuneratório da cogeração, de falhas de comunicação entre a Administração e os principais agentes económicos do sector e seus representantes, concluindo que "… *a actividade de cogeração e, por consequência, a eficiência energética no país, acabam por sair pesadamente lesadas*…". Dá ainda a COGEN nota de que: "…*os empresários atravessam um período de grandes preocupações e todos os que estão envolvidos na actividade da cogeração se debatem com justificadas dúvidas sobre a forma de aplicação de diversos aspectos do novo quadro legal*…" (*Site* da COGEN em Enquadramento ao tema: *O Actual Enquadramento Legal da Cogeração* apresentado no workshop realizado em 11 de Dezembro de 2012).

O acesso à RESP por parte das instalações de cogeração depende da modalidade de regime remuneratório escolhido. No caso da modalidade especial, o acesso processa-se nos termos do Decreto-Lei Nº 312/2001, de 10 de Dezembro. Na modalidade geral o acesso processa-se em termos similares aos estabelecidos para o regime ordinário de produção de eletricidade.

As dúvidas e questões atrás apontadas poderão ser barreiras quer à implementação de novas instalações de cogeração quer à exploração de instalações existentes. Será necessária uma sensibilização das entidades legisladoras e reguladoras para a necessidade de definição de regimes jurídico e remuneratório da cogeração claros e estáveis ao longo do tempo.

# 5 ROTEIRO DE ACÇÃO PARA ENTIDADES GESTORAS

## 5.1 Introdução

### 5.1.1 A abordagem “*roadmapping”*

De acordo com Smith (2005), “*roadmaps”* são mecanismos processuais que permitem às organizações visualizar quer os seus pontos críticos e as suas inter-relações, quer os saberes, as tecnologias e as competências necessárias para satisfazer as futuras necessidades do mercado.

Bob Galvin, administrador da Motorola à data em que esta empresa adotou pela primeira vez uma abordagem “*roadmapping”*, definiu assim os objetivos essenciais deste tipo de abordagem (Smith, 2005):

*“O objetivo fundamental dos roadmaps tecnológicos é assegurar que colocamos hoje em marcha aquilo que é necessário para dispormos da tecnologia, dos processos, dos componentes e dos conhecimentos adequados para satisfazer, a cada momento ao longo do tempo, as futuras necessidades de produtos e serviços”*.

A abordagem “*roadmapping”* tem vindo a ser adotada desde o início da década de 70 do século passado, inicialmente no planeamento e gestão da produção e das tecnologias e, nos anos mais recentes, num campo mais vasto de aplicações, sendo atualmente uma das mais usadas técnicas de gestão para a estratégia e para a inovação aos níveis empresarial, sectorial e nacional (Phaal *et al.,* 2009). Os *roteiros*, elaborados com uma conceção adequada aos objetivos pretendidos e suportados numa estrutura que privilegie a informação e a participação, poderão constituir um importante meio de comunicação e de estabelecimento de compromissos entre as entidades envolvidas no alcance de determinado objetivo.

O processo de criação de *roteiros* estratégicos visa os seguintes objetivos essenciais para a definição do caminho a percorrer (Phaal *et al.,* 2009):

a) integração, ao longo do tempo, dos produtos/serviços com as tecnologias necessárias à produção/prestação;

b) resposta aos diferentes cenários expectáveis ao longo do tempo, considerando metas temporais, e definição dos passos necessários para as atingir;

c) definição de novos passos que se revelem necessários face a eventuais alterações nos cenários e nas metas;

d) estabelecimento das interdependências entre os passos necessários;

e) escolha do caminho que racionalize a utilização dos recursos e minimize os riscos.

Com este enquadramento, um roteiro procurará respostas aos seguintes dois conjuntos de questões (Phaal *et al.,* 2009):

1- Onde queremos ir? Onde estamos? Como chegar lá?
2- Porquê atuar? O que fazer? Como fazer? Quando fazer?

### 5.1.2 Aplicação da abordagem "*roadmapping*" à mitigação das alterações climáticas na indústria da água

A aplicação das ferramentas de "*roadmapping"* aos serviços da água e, em particular, ao tratamento de águas residuais, visando o objetivo essencial da minimização das emissões de GEE, terá um elevado potencial de resultados positivos. Segundo Phaal *et al.* (2009), existe a convicção de que o processo de desenvolvimento de um "*roadmapping"* é tão importante como a própria implementação dos planos dele resultantes, por via do elevado nível de participação e de discussão e trabalho conjuntos entre os diferentes intervenientes durante o processo.

A aplicação de um processo "*roadmapping"* deverá, para além de proporcionar um plano de ações a desenvolver, constituir também uma base comum de diálogo e de concertação no estabelecimento de responsabilidades entre as diversas entidades envolvidas na gestão, na jurisdição e na regulação dos sectores que se relacionam com os serviços de águas. Neste sentido, um processo "*roadmapping*", visando o alcance de objetivos de mitigação das alterações climáticas na indústria da água, deverá ser enquadrado nas orientações definidas nos planos e programas nacionais e comunitários existentes do domínio da água, da energia, dos resíduos e das alterações climáticas.

Uma pesquisa bibliográfica efetuada sobre alguns planos e programas para mitigação das alterações climáticas, elaborados por entidades legisladoras e reguladoras no domínio da indústria da água, a partir de abordagens "*roadmapping"*, permitiu concluir que estes se centram geralmente nos seguintes objetivos principais concorrentes para o confronto da necessidade de redução das emissões de GEE neste sector (EA, 2009a; VicWater, 2006; CIPAC, 2009):

a) existência de uma liderança de coordenação das diferentes entidades interessadas, tendo em vista a compatibilização dos interesses individuais e sectoriais com o interesse comum;

b) definição de metas equilibradas e realistas de redução das emissões de GEE na indústria da água;

c) incentivo para mudanças de comportamentos, através de formação/informação de produtores e consumidores e da adoção de medidas reguladoras;

d) adoção de metodologias unificadas para contabilização de emissões e para avaliação/seleção de medidas, ações e conceções minimizadoras (critérios de conceção e dimensionamento e procedimentos de instalação e operação tipificados numa base comum);

e) incentivo e incorporação de uma intensa contribuição, colaborante e cooperante, das entidades gestoras dos serviços de água, na definição de planos e programas de mitigação e de adaptação.

O roteiro desenvolvido por uma parceria entre a *Victorian Water Industry,* a *VicWater,* a *Sustainability Victoria*, a *EPA Victoria* e o *Department of Sustainability and Environment* recomenda, no âmbito do segundo objetivo atrás referido, as seguintes atribuições das entidades gestoras enquanto participantes proactivas no desenvolvimento do roteiro (VicWater, 2006):

a) preparação de um plano de ação definindo a forma como reduzirão as suas emissões;

b) divulgação desse plano pelas diferentes entidades (parceiros no sector, entidades legisladoras e entidade reguladora) com as quais trabalharão em conjunto no sentido de obter sinergias e economias de escala que permitam maximizar as oportunidades de implementação.

### 5.1.3 Porquê um roteiro de ação para as entidades gestoras dos serviços de águas

O sector da água tem a tarefa de se preparar para fazer face a uma dupla ameaça. Por um lado, os efeitos diretos das alterações climáticas afetarão qualitativa e quantitativamente os recursos hídricos disponíveis e ameaçarão o funcionamento das infraestruturas. Por outro, os efeitos indiretos potencialmente associados às medidas de mitigação das alterações climáticas nos outros setores da economia, centradas essencialmente na procura de novas formas de produção, transformação e utilização de energia (hidroeletricidade, biocombustíveis e mobilidade elétrica), afetarão a qualidade, as disponibilidades e a procura da água.

A premência da atenção que está a ser dada ao confronto das alterações climáticas, e que tenderá a aumentar, dados os cenários previsíveis de evolução das concentrações atmosféricas de GEE, poderá relegar para segundo plano a preocupação com as questões associadas à proteção da água.

As entidades gestoras dos sistemas de saneamento básico, enquanto prestadoras de um serviço imprescindível às populações, estarão na primeira linha na defesa da qualidade da água e no confronto das alterações climáticas. Não podem, por isso, quedar-se por um papel de intervenientes interessados e participantes em iniciativas "*roadmapping*" desenvolvidas pelas entidades estatais no âmbito das alterações climáticas.

De facto, paralelamente com esta participação, que é essencial, estas entidades necessitam de desenvolver os seus próprios roteiros especificamente adaptados às suas dificuldades e ameaças, avaliando o caminho e os planos de ação para garantir a segurança e a resiliência da sua atividade e a qualidade do serviço que prestam às populações. Este trabalho é de importância determinante para as entidades gestoras na sua participação proactiva nas iniciativas "*roadmapping*" coordenadas pelas entidades estatais, a qual pressupõe respostas prontas aos cenários e metas de mitigação que vão sendo abordadas. O desenvolvimento deste tipo de roteiro constituirá o "trabalho de casa" das entidades gestoras, sem o qual a sua participação naquelas iniciativas não terá os níveis de eficácia requeridos.

## 5.2 Carácter inovador do roteiro proposto

Phaal identificou um conjunto de perto de 2000 *roteiros* acessíveis ao público, existentes em 2010 (Phaal, 2011), num conjunto diversificado de sectores da atividade humana. Neste conjunto, incluem-se 21 roteiros relacionados direta ou indiretamente com o sector das águas.

**Tabela 5.1- Roteiros visando a conservação da energia e a redução de emissões de GEE na indústria da água**

| Entidade coordenadora | Designação do roteiro | Referência bibliográfica |
|---|---|---|
| Wisconsin Department of Administration. Division of Energy | *Roadmap for the Wisconsin Municipal Water and Wastewater Industry.* | State of Wisconsin (2002) |
| California Energy Commission e The American Water Works Association Research Foundation | *Water and Wastewater Industry Energy Efficiency: A Research Roadmap* | Means (2003) |
| VICTORIAN WATER Industry Association | *Greenhouse Emissions Reduction. A Framework for the Victorian Water Industry* | VICWATER (2006) |
| WSCC, CSWG | *Roadmap to Secure Control Systems in the Water Sector* | WSCC, CSWG (2008) |
| CIPAC Water Sector. Strategic Planning Working Group | *Roadmap to a secure & resilient water sector* | CIPAC (2009) |
| EA | *A low Carbon Industry in 2050* | EA (2009a) |
| WERF | *Technology Roadmap for Sustainable Wastewater Treatment Plants in a Carbon- Constrained Wordl* | Crawford (2010) |
| WEF | *A Roadmap to Energy Self-Sufficiency for U.S. Wastewater Treatment Plants* | Kang *et al.* (2010) |
| Comissão Europeia | *Roadmap for moving to a competitive low carbon economy in 2050* | EC (2011) |
| WERF | *Energy Production and Efficiency Research – The Roadmap to Net-Zero Energy* | WERF (2011)<br>WERF (2011a) |
| União Europeia | Working Package WP 13 - desenvolvimento de um roteiro genérico de processos e estruturas para determinar o melhor caminho para a transição dos serviços do ciclo urbano da água do estado atual para um estado futuro mais sustentável | *Site* do projeto TRUST |

Foram identificados, na pesquisa efetuada no âmbito desta tese, onze roteiros (listados na Tabela 5.1) não identificados em Phaal (2011), perfazendo, no total, cerca de uma trintena de roteiros existentes no domínio da eficiência energética e das emissões de GEE associadas às atividades da indústria da água. Estes roteiros, publicados de formas diversificadas (artigos científicos, livros técnicos, recomendações de boas práticas), têm como entidade dinamizadora e coordenadora uma entidade ou uma autoridade central estatal. Definem ações, orientações gerais e metas para países e organizações, independentes das especificidades próprias dos sistemas, e não contemplam o enquadramento das medidas, ações e estudos a desenvolver pelas entidades gestoras.

Numa abordagem considerada inovadora, pretende-se, com o trabalho desenvolvido no âmbito desta tese, contribuir para a criação de um roteiro de ação para entidades gestoras de

sistemas de tratamento de águas residuais, visando a definição de metodologias para a definição de medidas e ações e para o desenvolvimento dos estudos visando a mitigação das emissões de GEE. Os estudos a desenvolver fornecerão a informação necessária para a participação proactiva da entidade gestora nas iniciativas *roadmapping* visando a mitigação de emissões de GEE, permitindo uma avaliação do realismo das metas de mitigação propostas nas reuniões e a formulação de propostas alternativas.

### 5.3 Fatores de sucesso

O Ministério do Negócios Estrangeiros do Governo Holandês desenvolveu um estudo sobre um conjunto de 78 iniciativas "*roadmapping*" desenvolvidas na sua grande maioria na Europa, Estados Unidos da América, Canadá e Japão, no sentido de avaliar a sua eficácia, do qual resultaram as seguintes lições de boas práticas (de Laat *et al.,* 2003):

a) Na fase de planeamento de um processo "*roadmapping*"*:*

- o processo "*roadmapping*" deverá ser enquadrado com os planos, programas e estratégias de âmbito nacional e comunitário;

- a integração das infraestruturas e redes sociais deve ser privilegiada;

- a mobilização dos diferentes participantes será mais fácil se existir um senso de urgência no trabalho a desenvolver;

- o envolvimento, desde o início do processo, dos decisores das diferentes entidades envolvidas (públicas e privadas) é determinante para o sucesso;

- o estabelecimento e divulgação das metas é essencial para a obtenção de consensos na comunidade envolvida;

- uma ligação clara aos decisores é determinante para a implementação do processo;

b) Na fase de implementação

- não existe um formato de implementação único e a abordagem terá de ser estudada caso a caso;

- a manutenção do interesse e da participação dos envolvidos é determinante para o sucesso;

- o processo "*roadmapping*" caracteriza-se essencialmente pela sua natureza exploratória, pelo que o plano deverá ser flexível para poder acomodar as sucessivas aprendizagens com o processo;

- o espírito de abertura é essencial para o encorajamento de novos participantes e para o desenvolvimento de novos raciocínios;

- os aspetos financeiros devem estar claros;

c) Durante o seguimento

- o desenvolvimento de "*roadmapping*" é um processo iterativo, beneficiando com sucessivas revisões;

- os resultados devem ser monitorizados, incluindo a adesão dos diferentes atores e o impacto dos planos e das medidas que vão resultando do processo “*roadmapping”* (através de indicadores).

Dada a abrangência do estudo desenvolvido pelo Ministério do Negócios Estrangeiros do Governo Holandês e tendo em conta a sua incidência num grande número de casos de estudo de abordagens “*roadmapping”* para um conjunto diversificado de sectores, este conjunto de lições e boas práticas será de grande interesse e utilidade para futuros desenvolvimentos.

De salientar que, embora a análise efetuada pelo Ministério do Negócios Estrangeiros do Governo Holandês tenha incidido em roteiros desenvolvidos parte por entidades centrais estatais e parte por empresas, os ensinamentos retirados serão aplicáveis, também, ao desenvolvimento de roteiros por entidades gestoras dos serviços de águas.

### 5.4 Objetivos e modelo concetual do roteiro proposto

Com esta tese pretende-se contribuir para um roteiro de ação específico, a desenvolver por uma entidade gestora de um sistema de águas residuais, visando os seguintes objetivos principais:

a) formulação de cenários e metas de redução de emissões, por iniciativa própria da entidade gestora, ou através da participação nas iniciativas “*roadmapping*” desenvolvidas e coordenadas por entidades governamentais ou outras;

b) avaliação das emissões de GEE associadas às atividades inerentes ao funcionamento das instalações de águas residuais;

c) avaliação interna das soluções de mitigação de emissões de GEE associadas à atividade da entidade gestora (ações, medidas, opções tecnológicas e de gestão, resultados/metas alcançáveis e custos/impactos sociais), visando a obtenção de informação que é essencial para a participação da entidade gestora nas iniciativas ”*roadmapping*” referidas na alínea a) anterior;

d) seleção do conjunto de medidas mais custo-eficaz para fazer face aos cenários e às metas de redução de emissões;

e) avaliação de custos e do impacto socioeconómico da implementação desse conjunto de medidas e ações;

f) identificação das condicionantes à implementação e à eficácia das medidas e conceções minimizadoras e adoção, pela entidade gestora, de um papel ativo de sensibilização das entidades legisladoras e reguladoras para a necessidade de adoção de políticas atenuadoras dessas condicionantes;

g) informação técnica e económica para uma gestão e operação/manutenção mais eficiente das instalações de tratamento de águas residuais.

Nesta tese são propostas metodologias de abordagem dos aspetos considerados essenciais para o alcance dos objetivos indicados nas alíneas a), e), f) e g) anteriores. É proposta, também, uma contribuição para uma ferramenta técnica para a abordagem dos aspetos técnicos associados aos objetivos referidos nas alíneas b), c) e d) anteriores..

A entidade gestora poderá ser um município que possui uma ou várias ETAR, ou uma empresa multimunicipal que gere um conjunto de instalações de tratamento dispersas pela sua área de intervenção. A uma escala mais lata, essa entidade poderá ser uma empresa gestora de âmbito nacional.

Na Figura 5.1 é apresentado, de forma esquemática, o modelo concetual de desenvolvimento do roteiro proposto.

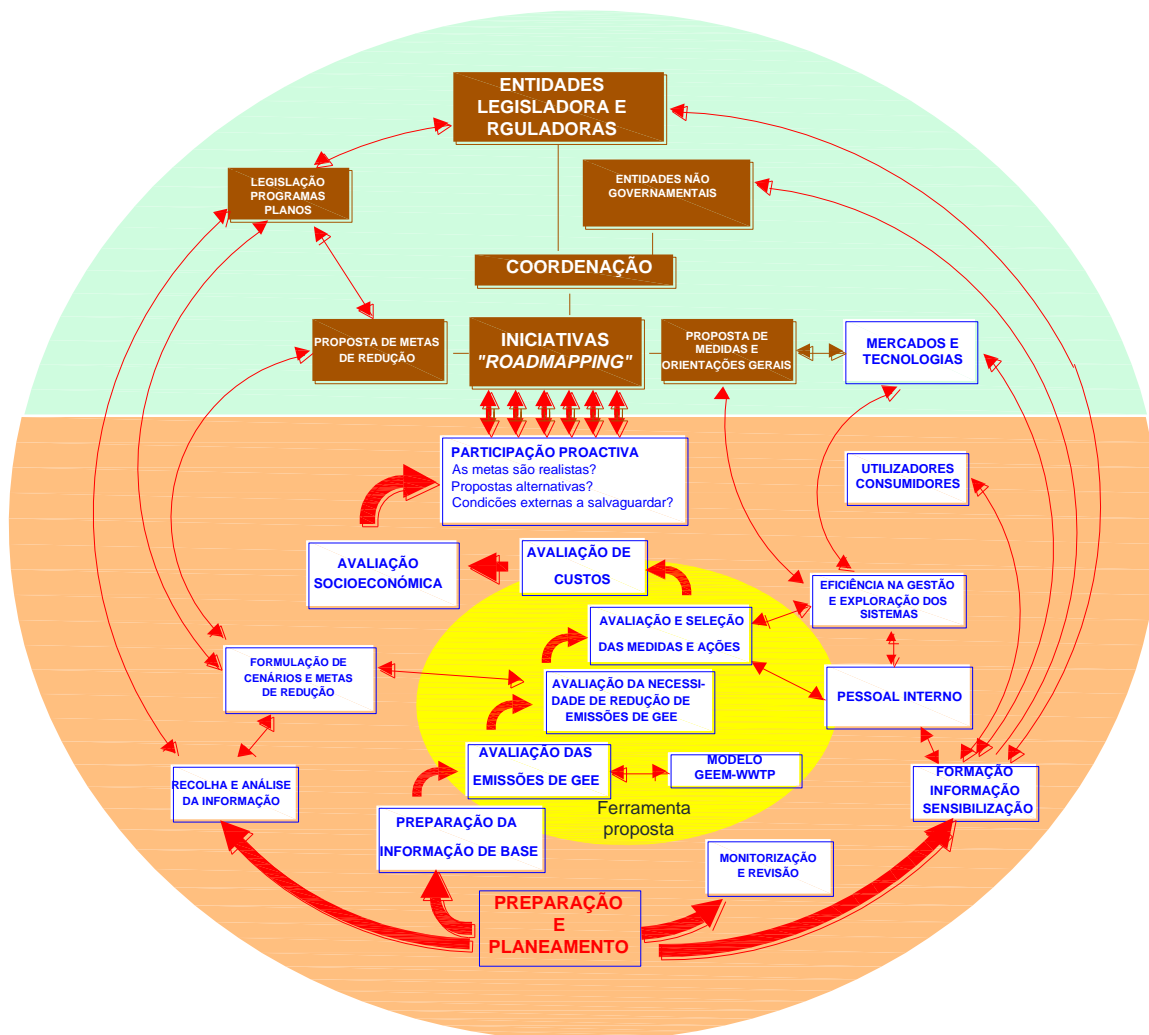



**Figura 5.1- Modelo concetual do roteiro proposto**

Esta figura ilustra a forma como as atividades principais a desenvolver pelas entidades gestoras, no âmbito do roteiro proposto nesta tese (indicadas na zona da figura a cor rosa), se enquadram e relacionam com o conjunto de atividades inerentes ao desenvolvimento de uma iniciativa "*roadmapping*", lançada e coordenada por entidades estatais (atividades indicadas na zona a cor azul da figura).

O desenvolvimento destas atividades, e dos estudos que se lhes associarão, permitirá à entidade gestora dispor da informação necessária, quer para a gestão técnica mais eficiente das suas instalações, quer para a sua participação proactiva naquelas iniciativas *roadmapping*. Esta participação implicará a análise do realismo das metas de redução de emissões de GEE

que vão sendo formuladas, a formulação de propostas alternativas e a apresentação das condições externas (não dependentes da vontade da entidade gestora) essenciais para a implementação e eficácia das medidas de mitigação. Esta apresentação terá como objetivo a sensibilização das entidades legisladoras e reguladoras para a necessidade de definição de linhas de orientação que salvaguardem aquelas condições.

### 5.5 Atividades a desenvolver no âmbito do roteiro proposto

O roteiro proposto, a adotar por uma entidade gestora de um sistema de águas residuais no sentido da sua preparação para a participação nas abordagens "*roadmapping*" visando a necessidade de redução das emissões de GEE associadas à indústria da água, compreende o desenvolvimento das seguintes atividades:

**PREPARAÇÃO E PLANEAMENTO**

- Definição do âmbito e dos objetivos.

- Identificação de identidades a envolver no processo.

- Recolha de informação relativa a orientações nacionais e comunitárias.

- Estabelecimento de um programa para implementação.

**ESTABELECIMENTO DE CENÁRIOS E METAS DE REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE**

- Recolha e análise da informação.

- Análise dos cenários previstos na legislação e nos planos e programas nacionais e comunitários.

- Formulação de cenários e metas a partir de análises de "*forecasting*" e de "*benchmarking*".

- Formulação de cenários e metas intermédias a partir de análises de "*backcasting*".

- Estabelecimento de cenários e metas de redução de emissões.

**AVALIAÇÃO INTERNA DE MEDIDAS E ACÇÕES**

**Preparação da informação de base**

- Caracterização da situação atual.

- Identificação de possibilidades de melhorias de eficiência. Realização de auditorias.

- Caracterização das soluções de destino de subprodutos do tratamento.

- Caracterização das potencialidades de reutilização de águas residuais.

- Caracterização de alternativas de aproveitamento de energias renováveis.

**Definição de medidas e ações para redução de emissões de GEE no tratamento de águas residuais**

- Estimativa das emissões atuais de cada ETAR e projeção futura .

- Avaliação das necessidades de redução de emissões para os cenários a considerar.

- Identificação de medidas e ações elegíveis.

- Estimação da redução de emissões esperáveis das medidas e ações elegíveis.

- Estimação dos custos associados às medidas e ações elegíveis.

- Seleção de medidas e ações a adotar, ETAR a ETAR.

**Cronograma de investimentos**

**Avaliação socioeconómica**

**FORMAÇÃO, COMUNICAÇÃO E SENSIBILIZAÇÃO**

- Formação do pessoal da entidade gestora
- Comunicação e sensibilização dos consumidores
- Comunicação e sensibilização das entidades legisladoras e reguladoras.
- Identificação de públicos-alvo e de mensagens.

**ACOMPANHAMENTO, MONITORIZAÇÃO E REVISÃO**

- Estabelecimento de uma rotina de procedimentos de acompanhamento e monitorização.
- Definição de indicadores de desempenho.
- Manutenção de um registo atualizado.

Nos itens seguintes é apresentada uma descrição das metodologias propostas para o desenvolvimento deste conjunto de atividades.

## 5.6 Preparação e planeamento

### 5.6.1 Definição do âmbito e dos objetivos

O roteiro proposto terá por âmbito a avaliação e seleção das medidas e ações a adotar por uma entidade gestora, no sentido da redução das emissões de GEE associadas ao funcionamento do conjunto de ETAR que tem a seu cargo, e a avaliação e salvaguarda das condições necessárias para a implementação e eficácia das medidas selecionadas.

Para além da definição do caminho a percorrer, pretende-se uma avaliação dos custos de investimento e exploração associados às medidas e ações consideradas de maior eficácia de custos para alcançar as metas de redução de emissões de GEE, bem como uma avaliação da sustentabilidade social dos impactes daqueles custos nas tarifas a pagar pelas populações. Esta avaliação permitirá uma análise do realismo das metas de redução equacionadas.

Pretende-se, ainda, identificar as condicionantes internas e externas à implementação das ações e medidas mais custo-eficazes, e dispor de um roteiro de ações e medidas capazes de contribuir para a redução ou eliminação das mesmas.

### 5.6.2 Identificação de entidades a envolver

O roteiro deverá envolver, para além da entidade reguladora do setor das águas, todas as entidades que têm a seu cargo a definição das políticas relacionadas com o ambiente e com o ordenamento do território.

Nas tabelas das páginas seguintes (Tabela 5.2 a Tabela 5.5) são apresentadas listagens dos planos, programas, diplomas legislativos nacionais e diretivas comunitárias que estabelecem princípios, orientações e metas em domínios interessantes ao confronto da mitigação das

alterações climáticas. As entidades relacionadas com o desenvolvimento daqueles documentos deverão ser envolvidas no roteiro, no sentido da sua sensibilização para a necessidade de salvaguardar as condições que, não dependendo exclusivamente da vontade da entidade gestora, são determinantes para a implementação e eficácia das medidas e ações para redução das emissões de GEE no tratamento de águas residuais.

Em sistemas de saneamento intermunicipais e multimunicipais, os municípios serão os agentes principais a envolver no roteiro. As entidades gestoras de parques industriais e de áreas de localização empresarial, pela sua importância em termos dos consumos de água e da componente industrial das águas residuais urbanas a tratar nas ETAR, deverão também ser envolvidas, sobretudo tendo em vista a sua consciencialização para a necessidade do controlo da qualidade dos efluentes industriais lançados nas redes públicas.

A formação e a consciencialização dos consumidores e da população em geral para a cidadania no uso da água e na utilização dos serviços de drenagem de águas residuais deverá ser promovida nos anos iniciais de escolaridade, pelo que o envolvimento das entidades responsáveis pela educação, nomeadamente pela preparação dos programas escolares, se afigura interessante para o êxito da aplicação do roteiro.

### 5.6.3 Recolha de informação

O desenvolvimento do roteiro pressupõe a recolha, na fase de arranque e durante o desenvolvimento, de informação interna e externa.

A informação interna refere-se essencialmente à caracterização técnica das infraestruturas de tratamento de águas residuais.

A informação externa diz respeito à principal documentação nacional e comunitária (planos, programas, diplomas legislativos nacionais e diretivas comunitárias) listada nas tabelas das páginas seguintes (Tabela 5.2 a Tabela 5.5), relevante nos domínios da eficiência energética e da utilização de fontes renováveis de energia, da mitigação das alterações climáticas, da reutilização de águas residuais e da redução da deposição de resíduos biodegradáveis em aterro.

### 5.6.4 Estabelecimento de um programa de desenvolvimento

O fator tempo assume uma importância decisiva numa abordagem "*roadmapping"*, pelo que o estabelecimento de um programa de desenvolvimento do roteiro é uma condição necessária para o seu sucesso.

Contudo, dada a evolução e a necessidade de uma atualização permanente do roteiro, este programa deve ser flexível e enquadrar os graus de liberdade necessários para as suas sucessivas revisões e adaptações ao desenvolvimento das abordagens "*roadmapping"* lançadas e coordenadas pelas entidades estatais, com especial relevância para as metas de redução que vão sendo equacionadas ou propostas por aquelas entidades.

Deverá atender-se a que um dos principais objetivos do roteiro é uma avaliação, permanente e em tempo útil, das metas que vão sendo equacionadas, no sentido da avaliação do seu realismo, quer em termos de disponibilidade das soluções técnicas para as alcançar, quer em termos da sustentabilidade social dos custos que lhes estarão associados.

**Tabela 5.2 - Documentos que estabelecem metas no domínio da eficiência energética e da utilização de FER**

| Documentos | Medidas, Acções e Metas |
|---|---|
| **Estratégia Nacional para a Energia**<br>RCM 169/2005<br>Transposição para o direito nacional das directivas do mercado interno da electricidade e do gás natural; | • Estabelece orientações para superar algumas dificuldades de cumprimento da meta de 39% (percentagem de utilização de FER na produção de electricicade em 2010).<br>• Meta de 5100 MW na eólica.<br>• Ênfase na eficiência energética e nas FER |
| **PEAASAR 2007-2013**<br>Despacho Nº 2339/2007<br>de 28 de Dezembro de 2006 | • Aproveitamento da energia naturalmente produzida ao longo do tratamento de águas residuais<br>• Contratação de auditorias energéticas e adoção de medidas tendo em vista a eficiência energética<br>• Diversificação de fontes de energia, com recurso a fontes renováveis<br>• Priorização de consumos fora das horas de ponta<br>• Análise dos tarifários para rentabilizar a produção de energia verde |
| Decreto-Lei Nº 319/2009 de 3 de Novembro<br>Transposição da Directiva 2006/32/CE | • Poupança anual de energia de 1% (sobre o total de energia consumida), até 2016 (9% no total).<br>• Define medidas em articulação com o PNAAC.<br>• Cria o Fundo de Eficiência Energética |
| **Plano Nacional de Acção de Eficiência Energética**<br>RCM nº 80/2008 | • Meta mais ambiciosa do que a estabelecida na Directiva 2006/32/CE.<br>• Poupança total de energia de 10% até 2015. |
| Directiva 2009/28/CE | • Define a meta de 20% de FER em 2020 (do total de energia consumida) e distribui esta meta pelos Estados-Membros.<br>• A Portugal foi atribuída uma meta de 31%. |
| **Roteiro Nacional das Energias Renováveis**<br>Março 2010<br>Documento de apoio à elaboração do Plano Nacional de Energias Renováveis em Resposta ao requerido na Directiva 2009/28/CE | • Metas referidas a 2020:<br>- 31% de FER no consumo total de energia em 2020<br>- 82,2% de FER na produção de energia eléctrica em 2020<br>- 130 MW em biogás de digestão anaeróbia<br>- 1500 MW em energia solar |
| Resolução do Conselho de Ministros Nº2/2011 | Fixa como objetivo principal a obtenção, até 2020, nos serviços, organismos da administração pública e nos equipamentos públicos, de uma melhoria de eficiência energética de 20%, relativamente à situação verificada à data. Concretiza a Estratégia Nacional para a Energia com o horizonte 2020 (ENE 2020), aprovada pela RCM Nº29/2010 de 15 de Abril). |
| **PENSAAR 2020**<br>Versão Preliminar - Documento de Trabalho de Maio 2014 | **Objetivo Operacional 3.5 - Valorização de recursos e sub-produtos**<br>**Medida M 3.5.6 - Promoção do aproveitamento da capacidade de produção de energia nos sistemas de abatecimento de água e de saneamento de águas residuais** |

**Tabela 5.3 - Documentos que estabelecem metas no domínio da mitigação das alterações climáticas**

| Documentos | Medidas, Acções e Metas |
|---|---|
| **PNAC 2004 - RCM Nº 119/2004 de 31/7**<br>enquadrado nos seguintes documentos:<br>- Convenção Quadro da NU sobre Alterações Climáticas<br>- Protocolo de Quioto<br>- Acordo de Partilha de Responsabilidades<br>- Directiva nº 2003/87/CE | • Meta de Redução de 7.6 a 8.8 Mt$CO_2$e, no período de 2008-2012, face ao cenário *business as usual* |
| **Acordo de Partilha de Responsabilidades**<br>na sequência do Protocolo de Quioto<br>Decisão Nº 2002/358/CE de 25 de Abril | • Meta comunitária de redução em 8% (face aos valores de 1990) das emissões de GEE no período 2008-2012 - 1º período do Protocolo de Quioto<br>• Portugal comprometeu-se a não subir mais de 27% as suas emissões. |
| **PNAC 2006**<br>RCM Nº 104/2006 de 23 de Agosto | • Define um potencial de redução de 3687 Gg$CO_2$e (contando com a contribuição da gestão agrícola e florestal).<br>• Não permitirá atingir a quantidade atribuída de emissões (QA), ficando 4% acima. |
| Regulamento CE Nº 166/2006, do Parlamento Europeu e do Conselho Europeu, de 18 de Janeiro de 2006 | Estabelece que o público deve ser informado (através do PRTR - Pollutant Release and Transfer Registers) sobre os valores das emissões de ETAR urbanas servindo mais de 100000 habitantes ou de ETAR industriais tratando mais de 10000 m3/dia (lista do anexo 1 do Regulamento). Se forem ultrapassados os limites de emissões definidos no Anexo II para $CO_2$, $CH_4$ e $N_2O$, a entidade gestora deve informar a autoridade competente. |
| Revisão do PNAC 2006<br>"**Novas Metas 20007**"<br>RCM Nº 1/2008 de 4 de Janeiro | • Alteração da meta de 39% de FER em 2010 para 45% (relativo ao consumo bruto de energia eléctica)<br>• Meta da Eólica: 5100 MW instalados em 2012; |
| **PEAASAR 2007-2013**<br>Despacho Nº 2339/2007<br>de 28 de Dezembro de 2006 | • Prevê a constituição de linhas de investigação e inovação em vários domínios, entre os quais a "*... redução de emissões com origem no processo produtivo do ciclo urbano da água ...*" |
| **Pacote Clima-Energia**<br>aprovado pelo Parlamento Europeu<br>em 17 de Dezembro de 2008 | • Meta de redução de 21% face a 2005 para os sectores dentro do CELE<br>• Meta de redução de 10% face a 2005 para os sectores fora do CELE<br>• Meta de redução global de 14% face a 2005<br>• Redução global de 20% (ou 30% no caso de consenso internacional) face a 1990 |
| CELE<br>Portaria 437-A/2009 de 24 de Abril<br>DL Nº 154/2009, de 6 de Julho<br>Directiva 2009/29/CE de 23 de Abril<br>(transposta parcialmente pelo DL 252/2012 de 26 de Novembro) | • Redução das emissões em licenças CELE de 21% em 2020, com uma redução de 1.74% ao ano<br>• Redução de licenças a título gratuito para 80% do total em 2013, para 30% do total em 2020 e para a não atribuição de licenças gratuitas a partir de 2027<br>•Meta de redução nos setores não englobados no CELE: redução em torno de 10%, comparativamente com 2005. |
| **Roteiro Nacional de Baixo Carbono 2050**<br>Directiva 2009/29/CE de 23 de Abril<br>Elaboração determinada pela RCM nº 93/2010, de 26 de Novembro, em linha com documentos análogos (ex: *A Roadmaping for moving to a competitive low carbon economy in 2050* (EU, Março 2011)) | **Conclusão do primeiro relatório**: Em portugal é possível definir uma trajetória nacional de GEE até 2050 resultante numa redução global de emissões da ordem de 50% - 60% face aos níveis de 1990 (APA, 2012).<br>Fixa para o setor dos resíduos e águas residuais metas de redução de 7% em 2020 e de 12% (cenário alto de evolução da produção de resíduos e águas residuais) a 22% (cenário baixo) em 2030.<br>O *Roadmap for moving to a competitive low carbon economy in 2050* da Comissão Europeia apresenta os níveis<br>de redução de emissões de gases com efeito de estufa a longo prazo na EU-27. Globalmente os objectivos de<br>redução (crescentes) situam-se nos -7% (2005); -40%\|-44% (2030) e -79%\|-82% em 2050 |
| **PENSAAR 2020**<br>Versão Preliminar - Documento de Trabalho de Maio 2014 | **Objetivo Operacional 5.2 - Inovação**<br>Melhoria da eficiência energética (relação água - energia) visando, entre outros objetivos, a redução de emissões.<br>**Ação 5.2.3.3 - Desenvolvimento de projetos de inovação na área da conversão de ETAR em fábricas de valorização de recursos com zero emissões de $CO_2$** |

**Tabela 5.4- Documentos que estabelecem metas no domínio da reutilização de águas residuais**

| Documentos | Medidas, Acções e Metas |
|---|---|
| **Plano Nacional da Água**<br>Decreto-Lei Nº 112/2002<br>de 17 de Abril | • Estabelece um conjunto de medidas para a promoção da gestão sustentável da água, nas quais se inclui a reutilização da água para fins qualitativamente menos exigentes |
| **PBH**<br>**Planos de Bacia Hidrográfica** | • Alguns PBH apontam para a necessidade de reutilização de águas residuais tratadas<br>• O PBH das Ribeiras do Algarve, por exemplo, obriga os novos campos de golfe à reutilização de águas residuais tratadas na rega . |
| **Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água**<br>RCM Nº 113/2005 de 13 de Junho | • Aponta para a reutilização de águas residuais tratadas na rega de jardins e similares e de campos de golfe (medidas 39 e 40)<br>• No Algarve o licenciamento de alguns novos campos de golfe foi condicionado à rega com águas residuais tratadas |
| **Programa Nacional de Política de Ordenamento do Território**<br>Lei Nº 58/2007 de 4 de Setembro | • Considera a reutilização de águas residuais uma prática determinante para o alcance do Objectivo 7 do Objectivo Estratégico 4. |
| **PEAASAR 2007-2013**<br>Despacho Nº 2339/2007<br>de 28 de Dezembro de 2006 | • O incentivo à reutilização é considerado uma prática essencial para o uso eficiente da água<br>• A reutilização é considerada uma medida "por resolver" no PEAASAR 2000-2006<br>• Aponta como meta de referência a reutilização de 10% das águas residuais tratadas |
| **ENAAC-RH Estratégia Nacional para Adaptação às Alterações Climáticas - Recursos hídricos** | • Promoção da Reutilização de Águas Residuais - Medida RH 3.1 (Oliveira, 2011) |
| **PENSAAR 2020**<br>Versão Preliminar - Documento de Trabalho de Maio 2014 | **Objetivo Operacional 3.5 - Valorização de recursos e sub-produtos**<br>Pretende-se desenvolver a reutilização de águas residuais, reconhecendo-se que a meta de reutilização de 10% das águas residuais, prevista no PEASAAR 2007-2013, ficou muito longe de ser alcançada (ficou por 0,1%) |

## 5.7 Estabelecimento de cenários e metas de redução de emissões

### 5.7.1 Considerações gerais

Os cenários e metas de redução de emissões de GEE, a considerar no desenvolvimento do roteiro, poderão surgir de três modos diferentes:

a) resultar da necessidade de cumprimento de legislação nacional ou comunitária em vigor no domínio das emissões de GEE ou em domínios que com este se relacionam;

b) resultar de abordagens exploratórias nascidas em debates promovidos por entidades estatais ou comunitárias, no âmbito de "*fóruns*" e "*workshops*" integrados em abordagens "*roadmapping*", no sentido de um consenso alargado, a nível nacional ou comunitário, para a redução de emissões;

c) ser fruto de uma intenção própria da entidade gestora que, numa atitude de precaução, pretende antecipar cenários, preparar abordagens e estudar soluções para o confronto da necessidade da redução de emissões.

**Tabela 5.5- Documentos que estabelecem metas no domínio da deposição de resíduos biodegradáveis em aterro**

| Documentos | Medidas, Acções e Metas |
|---|---|
| **PESGRI 2001**<br>Decreto-Lei Nº 89/2002 de 19 de Abril | • Estabelece a valorização como elemento essencial e integrante da gestão de resíduos da indústria da água<br>• Autoriza, pelo prazo de um ano, a deposição em aterro de lamas de depuração (enquanto RIB) em aterro, mediante certas condições técnicas |
| Decreto-Lei Nº 152/2002 de 23 de Maio<br>Transposição da Directiva Nº 1999/31/CE de 26 de Abril | • Impõe a sicidade mínima de 35% das lamas de depuração depositadas em aterros (todas as classes de aterros)<br>• A Directiva fixa um preazo de 2 anos para os Estados-Membros definirem uma estratégia para a redução de resíduos biodegradáveis depositados em aterro |
| **ENRRUBDA - Estratégia Nacional para a Redução de Resíduos Urbanos Biodegradáveis Destinados a Aterro** (Julho 2003)<br>Resposta ao solicitado na Directiva Nº 1999/31/CE de 26 de Abril | • Estabelece três princípios considerados essenciais: recolha na fonte; recolha selectiva; e implementação de de unidades de valorização orgânica e de unidades de incineração.<br>• Aponta para capacidades totais destas unidades de $1,7 \times 10^6$ e $1.8 \times 10^6$ ton RUB, nos anos de 2009 e 2016, respectivamente.<br>• As lamas de ETAR nacionais produzidas em 2008 cobrem cerca de 1/3 da capacidade prevista para a valorização (Duarte, 2008), facto que revela a importância destas lamas enquanto RUB. |
| **PIRSUE - Plano de Intervenção de Resíduos Sólidos Urbanos e Equiparados** (Janeiro de 2006) | • Revisão, pelo Instituto dos Resíduos das autorizações concedidas a aterros para recepção de lamas de depuração (classificadas em RIB)<br>• Limitação da recepção de lamas de depuração em aterros que se revelem em situação próxima do final do seu horizonte de vida<br>• Obrigatoriedade da criação de células específicas para RIB. |
| **PERSU II - Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos**<br>Portaria Nº 187/2007 de 12 de Fevereiro | • Estabelece que a deposição de lamas de depuração (enqunto RIB) em aterro, actualmente com autorizações temporárias, termine no prazo máximo de 2 anos, ou logo que se disponha, na área da ETAR, de aterro para RIB |
| Decreto-Lei Nº 183/2009 de 10 de Agosto<br>• Transpõe a Directiva 1999/31/CE<br>• Aplica Decisão 2003/33/CE<br>• Revoga DL 152/2002 | • Recalendarização das metas de redução de resíduos biodegradáveis depositados em aterro:<br>→até Julho de 2013 - redução para 50% dos valores registados em 1995;<br>→até julho de 2020 - redução para 35% dos valores registados em 1995. |
| Decreto-Lei Nº 73/2011 de 17 de Junho<br>Transposição da Directiva 2008/98/CE de 19 de Novembro | • Reforça a necessidade de satisfazer as metas da Directiva 1999/31/CE no que se refere à redução dos resíduos biodegradáveis depositados em aterro. |
| Plano Nacional de Gestão de Resíduos (Proposta de Maio de 2011) | • O PNGR apresenta uma visão inequívoca relativamente à gestão de resíduos: «*Promover uma gestão de resíduos integrada no ciclo de vida dos produtos, centrada numa economia tendencialmente circular e que garanta uma maior eficiência na utilização dos recursos naturais* ». |
| **PERSU 2020 - Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos**<br>Versão de trabalho prévia à consulta pública e à Avaliação Ambiental Estratégica | • No conjunto de principais objetivos é incluída a "*Eliminação progressiva da deposição de resíduos indiferenciados em aterro, favorecendo-se a sua valorização material e biológica* ".<br>É assumida a recalendarização das metas de redução da deposição de RUB em aterros estabelecida no Decreto-Lei Nº 183/2009 de 10 de Agosto. |

### 5.7.2 Recolha e análise da informação

Dadas as relações muito fortes, por um lado, entre a água e a energia e, por outro, entre a energia a as emissões de GEE, e tendo em conta que parte significativa dos impactos negativos das alterações climáticas incidirão sobre a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos, os planos e medidas para a mitigação e para a adaptação às alterações climáticas deverão incluir a proteção da água no conjunto dos seus principais desígnios.

A água, para além de ser necessária nos processos que vêm sendo utilizados para produção de energia com base em origens fósseis, é também o meio mais utilizado para o aproveitamento da força gravítica enquanto fonte renovável de energia (energia hídrica). Por outro lado, a água é também um importante fator de consumo energético associado às atividades do abastecimento de água e de saneamento de águas residuais. Neste contexto, é expectável a existência de vasta documentação (legislação e regulação) no domínio da água que não poderá deixar de ser consultada na análise de cenários e metas para a redução das emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais.

O tratamento de águas residuais produz um conjunto de subprodutos que, de acordo com a classificação europeia de resíduos, são classificados de resíduos não perigosos de origem industrial, e aos quais é necessário dar um destino final. A documentação no âmbito da gestão de resíduos terá também, por isso, de ser considerada.

Sendo as atividades do ciclo urbano da água fortemente consumidoras de energia, elas não poderão deixar de estar vinculadas às metas definidas pelas entidades nacionais e comunitárias para a implementação da melhoria da eficiência na utilização da energia e para o aproveitamento de fontes renováveis de energia. Torna-se portanto necessário, nesta fase de preparação do roteiro, identificar e conhecer os planos, programas e legislação de origem nacional e comunitária que definam medidas e estabeleçam cenários neste domínio da eficiência energética e da utilização de energias renováveis.

### 5.7.3 Análise dos cenários e metas previstas na legislação e nos planos e programas nacionais e comunitários

Nas tabelas das páginas anteriores (Tabela 5.2 a Tabela 5.5) é apresentada uma listagem da principal documentação nacional e comunitária (planos, programas, diplomas legislativos nacionais e diretivas comunitárias) relevante para a definição de metas nos domínios da eficiência energética e da utilização de fontes renováveis de energia, da mitigação das alterações climáticas, da reutilização de águas residuais e da redução da deposição de resíduos biodegradáveis em aterro. Esta apresentação não é exaustiva, incidindo apenas nos documentos essenciais que definem metas e envolvem medidas e ações interessantes para o desenvolvimento do roteiro proposto. De salientar que a informação constante nestes quadros carece de uma atualização permanente, uma vez que, dada a acuidade destas matérias, se assiste a uma dinâmica forte de publicação contínua de novos documentos.

A análise desta documentação é essencial, uma vez que as metas neles definidas podem implicar ações e medidas que contribuirão para a redução de emissões e que, sendo

obrigatórias, deverão ser consideradas prioritárias no conjunto de medidas e ações elegíveis para a redução de emissões no tratamento de águas residuais.

### *5.7.4* Formulação de cenários e metas a partir de análises de "*forecasting*" e de "*benchmarking*"

#### 5.7.4.1 Princípios gerais

Os cenários de redução de emissões a considerar no roteiro resultarão de análises de projeção para o futuro (análises de "*forecasting*") das tendências atualmente verificadas a partir das seguintes vias de análise:

- orientações e cenários que vêm sendo adotados em alguns países que se encontram num estado mais avançado no confronto da redução de GEE nos serviços da água (análises de "*benchmarking*");
- evolução das medidas de proteção da água, previstas na Diretiva – Quadro da Água e nos documentos legislativos e reguladores, de âmbito nacional e comunitário, que nela se enquadram;
- evolução do Comércio Europeu das Licenças de Emissão ( CELE), através da análise dos documentos legislativos e das diretivas comunitárias de regulação.

De seguida é apresentada uma análise sumária destas três vias de observação, concluindo-se sobre as principais tendências de evolução que elas poderão indiciar.

#### 5.7.4.2 Análise das tendências em outros países

Para efeito de uma análise de tendências, são apresentadas, em seguida, as conclusões de uma pesquisa efetuada sobre as medidas e metas que estão a ser consideradas no Reino Unido e na Austrália, países que se encontram num estado mais adiantado, em termos do confronto da indústria da água com a necessidade de redução de emissões de GEE.

A análise efetuada permite retirar as seguintes conclusões gerais:

- é opinião unânime das entidades gestoras desse países que o consumo energético assume a parcela mais importante das emissões de GEE no conjunto de atividades associadas à indústria da água;
- as medidas prioritárias para a redução de emissões giram, por isso, em torno da melhoria da eficiência na utilização de energia e na utilização de fontes renováveis de energia (onde a valorização energética do biogás em unidades de cogeração assume um papel de relevo);
- a eficiência operacional e a seleção de processos e operações unitárias de tratamento menos emissoras, embora condicionada às soluções existentes, é também uma medida que tem sido considerada.

## Reino Unido

No Reino Unido, a indústria da água é responsável pela emissão de cinco milhões de toneladas de dióxido de carbono por ano, o que representa cerca de 1% do total de emissões. O sector da água jogará um papel importante no alcance da meta de redução das emissões de GEE (*site* da *Environment Agency*).

Na sequência do trabalho desenvolvido pela *Environment Agency's Evidence Directorate* são apresentadas as seguintes notas e conclusões principais a respeito dos cenários de evolução da indústria da água, no que concerne à utilização de energias renováveis (EA, 2009a):

a) a indústria da água é responsável por cerca de 3% do consumo total de energia no Reino Unido;

b) a indústria da água pode incrementar a utilização de fontes renováveis de energia, podendo atingir em 2020 a meta de 25% do consumo total;

c) através de uma colaboração no desenvolvimento das diferentes tecnologias, as metas de 20% de incorporação de energias renováveis estabelecidas por muitas entidades gestoras no Reino Unido para o ano 2020 podem ser ultrapassadas, podendo aspirar-se por metas da ordem dos 50%, sendo que muitas entidades já ultrapassaram, atualmente, os 20% (EA, 2009c).

O grupo *Anglian Water* (AWG), que serve mais de seis milhões de habitantes, assume as seguintes metas, no âmbito da sua estratégia para redução de emissões (Anglian Water, 2013):

a) tomando por referência o cenário *business-as-usual*, seria expectável um crescimento de 10% das emissões associadas às suas atividades, no período 2010-2015; contudo, a AWG tem como meta alcançar uma redução de 10% de emissões neste período, em termos reais;

b) reduzir para metade as emissões anuais totais, no horizonte temporal de 2035, em relação às emissões verificadas em 2010.

## Austrália

A *Sydney Water* investiu em 2006 e 2007 cerca de 45 milhões de dólares num programa com o objetivo de reduzir as suas emissões em 50 000 toneladas de dióxido de carbono por ano. Este programa contemplou um conjunto de cinco unidades de cogeração e quatro mini hídricas, aproveitando a pressão de linhas de adução de água e de águas residuais através de mini turbinas, que, em conjunto, permitem uma produção de mais de 50 GWh de energia por ano, energia suficiente para atender a mais de 20% do consumo energético da *Sydney Water* em 2008.

A *Victorian Water* assume o desafio de reduzir as suas emissões de GEE, continuando contudo a providenciar o serviço a uma população crescente, num contexto em que as disponibilidades de água vão decrescendo. Este é um desafio para a próxima década (*site* da Victorian Water).

Em VICWATER (2006) é efetuada uma apresentação das medidas adotadas por um conjunto de 20 entidades gestoras, sob a égide da *Victorian Water*, no sentido da redução de emissões,

valorizando o biogás, incrementando a eficiência energética e investigando sobre as potencialidades de aproveitamento de fontes renováveis de energia. A título de exemplo, refere-se o caso da *Coliban Water*, cuja estratégia inclui a redução em 20% das emissões no horizonte temporal de 2015, tendo como referência as emissões em 2005. O plano da *Coliban Water* prevê ainda que novas infraestruturas que sejam consumidoras de energia sejam concebidas numa base de emissões zero.

Foi celebrado, em 2009, um acordo entre o Ministro da Sustentabilidade e das Alterações Climáticas do Governo da Austrália do Sul e a *South Australian Water Corporation* (SAWC), no âmbito do CLIMATE CHANGE AND GREENHOUSE EMISSIONS REDUCTION ACT 2007, no qual a SAWC assumiu os seguintes compromissos (SA Water, 2009):

a) no período de 2008 a 2012, reduzir as suas emissões na mesma proporção da meta global assumida pela Austrália no Protocolo de Quioto (redução de emissões de 10% em relação aos valores registados em 1990);

b) a partir de 1 de Janeiro de 2013, reduzir progressivamente as emissões de forma linear ano a ano, até atingir, em 31 de Dezembro de 2050, um valor correspondente a 40% dos níveis de 1990;

c) comprar produtos reconhecidos como de baixas emissões de fabrico (pelo *National Carbon Offsets*);

d) comprar energia verde.

#### 5.7.4.3 Diretiva Quadro da Água e emissões de GEE no tratamento de águas residuais

A Diretiva Quadro da Água - DQA (Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000) é o principal instrumento da Política da União Europeia relativa à água, estabelecendo um quadro de ação comunitário para a proteção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas.

A consciencialização crescente do problema das alterações climáticas levou a Comunidade Europeia a estabelecer um quadro de metas para a redução das emissões de GES nos diferentes sectores da economia, as quais se repercutirão também na indústria da água. O cumprimento destas metas pode esbarrar com a satisfação dos níveis crescentes de proteção da água requeridos pela DQA, os quais implicam um incremento significativo no desenvolvimento de atividades de tratamento de águas residuais que são emissoras. Neste sentido, em WssTP (2011) é transmitida a mensagem de que o cumprimento da DQA se poderá traduzir numa transferência de poluição da água para a atmosfera e invocada a necessidade de um compromisso entre os dois desígnios (proteção da água e mitigação das alterações climáticas).

A *Environment Agency* (UK) publicou, em Dezembro de 2009, um relatório intitulado *Transforming wastewater treatment to reduce carbon emissions'* (EA, 2009a), no qual se aborda o impacto da DQA. As conclusões apontaram para um potencial crescimento das emissões no Reino Unido de 110 000 toneladas (cerca de 2,2%) por ano, para incrementar os

níveis de tratamento de águas residuais para atingir o quadro de qualidade das descargas definido na DQA, se nenhuma medida minimizadora compensatória for adotada.

A DQA foi transposta para o direito nacional através da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro. O PEAASAR 2007-2013, define um conjunto de objetivos, entre os quais: "…e) *Implementar as disposições da Lei Nº 58/2005, de 29 de Dezembro, Lei da Água, diretamente relacionadas com o abastecimento de água e o saneamento de águas residuais e incentivar o uso eficiente da água e o controlo e a prevenção da poluição*;…" No que respeita a níveis de atendimento, aquele plano fixa as metas, para o horizonte temporal 2013, de 95% e de 90%, para abastecimento de água e para tratamento de águas residuais, respetivamente.

De acordo com o INSAAR 2010, os níveis de atendimento, em 2009, com tratamento de águas residuais eram os seguintes:

- Continente – 72%;
- Açores – 28%;
- Madeira – 57%;
- Nacional – 71%.

A nível nacional, 97% da população servida com tratamento de águas residuais era servida por ETAR (total de 1760 instalações) e 3% era servida por fossa séptica coletiva (2097 instalações).

Os números apresentados nos parágrafos anteriores demonstram que os níveis de atendimento das populações com tratamento de águas residuais estão ainda longe das metas definidas no PEAASAR.

No *Relatório Anual do Sector de Águas e Resíduos em Portugal – 2010*, elaborado pela ERSAR, o indicador *Cumprimento dos parâmetros de descarga* é considerado insatisfatório, referindo: "… *Considera-se haver claras oportunidades de melhoria, sendo importante que a maioria das entidades gestoras tome medidas, em termos de operação e ou ampliação das estações de tratamento, de forma a proporcionar o tratamento adequado*.".

Em face do exposto, conclui-se que, por necessidade, quer de aumentar o atendimento, quer de melhorar a qualidade das descargas, as atividades associadas ao tratamento de águas residuais deverão crescer no futuro em Portugal, crescendo o número de instalações de tratamento e subindo o nível de tratamento das águas residuais. Este crescimento repercutir-se-á num crescimento do potencial de emissão de GEE das atividades associadas ao tratamento de águas residuais que as estratégias para a redução de emissões no sector terão de ter em conta.

Embora a indústria da água tenha já melhorado as suas eficiências energéticas, impulsionada pelos crescentes e instáveis preços da energia, este impacto da DQA exigirá que se vá mais além, num contexto de uma evidente necessidade de redução de emissões, exigência à qual os serviços de água não poderão deixar de responder. A DQA, por si só, não prevê qualquer mecanismo de incentivo às empresas dos serviços de águas no sentido da redução das suas emissões. O enquadramento regulatório dos serviços da água também não considera ainda, de forma incentivadora, o confronto da necessidade de redução de emissões no sector.

Dado que as manchas populacionais ainda não servidas com drenagem e tratamento de águas residuais em Portugal correspondem a aglomerados urbanos de pequena dimensão, haverá que tomar medidas para o desenvolvimento do conhecimento no âmbito das soluções descentralizadas de gestão de águas residuais e de potenciar as possibilidades de adoção deste tipo de soluções em novos sistemas de águas residuais a implementar.

#### 5.7.4.4 O Comércio Europeu das Licenças de Emissão (CELE)

O CELE tem como objetivo essencial a redução das emissões de GEE dos sectores industriais mais emissores, ao mais baixo custo possível. A partir de um teto total, estabelecido para a EU, para um conjunto de indústrias mais emissoras, é efetuada uma distribuição pelos Estados-Membros que, com base em programas nacionais de distribuição, distribuem essas quotas nacionais pelas empresas nacionais desses sectores. As empresas cujas emissões estão abaixo da quantidade atribuída podem vender as licenças que lhes sobram. As empresas com dificuldades em cumprir as suas emissões máximas poderão optar por tomar medidas para reduzir as suas emissões ou por adquirir, no mercado, as licenças que lhes faltam. Uma licença de emissão permite ao seu titular emitir uma tonelada de $CO_2$e.

O CELE cobre atualmente mais de 10000 instalações dos sectores energético e industrial que, no seu conjunto, são responsáveis por cerca de metade das emissões de $CO_2$ e de 40% das emissões totais do espaço europeu (*site* da SENDECO2).

Uma primeira fase do CELE, considerada de aprendizagem, teve início em 1 de Janeiro de 2005, tendo-se desenvolvido até finais de 2007. Em 1 de Janeiro de 2008 teve início um segundo período que terminou em 2012 e que coincide com o primeiro período de cumprimento do Protocolo de Quioto. Para o período pós-2012 estão já definidas novas regras, pela Diretiva 2009/29/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Abril de 2009, com as seguintes novas orientações, reveladoras de tendências relevantes para o estabelecimento de cenários para o sector das águas:

- o Anexo I da Diretiva (lista dos sectores e atividades integradas no CELE) foi ligeiramente alargado, mas não contempla o sector das águas, contemplando contudo atividades com ele relacionadas;

- é atribuída uma maior quota-parte de responsabilidade de redução de emissões aos sectores integrados no CELE (por via dos custos mais baixos de que dispõem face às vantagens do mercado), sem prejuízo da necessidade de os restantes sectores darem também a sua contribuição.

Prevê-se uma redução, a partir de 2013, das licenças de emissão atribuídas a uma taxa anual de redução de 1,74% relativamente às atribuídas no primeiro período, taxa calculada em função da meta de redução global de emissões de GEE, em 2020, de 20% em relação a 1990, equivalente a 14% em relação a 2005. A distribuição desta meta de redução pelos dois grupos de sectores, os incluídos e os não incluídos no CELE, é a seguinte (*site* da SENDECO2):

- uma redução até 2020, de 21 % (em comparação com 2005) das emissões dos sectores incluídos no CELE (de acordo com o considerando nº 5 da Diretiva 2009/29/CE);

- uma redução (até 2020) em torno dos 10 % (em comparação com 2005) nos casos de sectores não regulados pelo CELE.

Em face dos objetivos e do novo enquadramento do CELE, admite-se uma tendência para os serviços da água continuarem fora do CELE. Contudo, considera-se admissível um cenário de criação de um mercado de carbono para setores menos intensivos, atualmente fora do CELE, à semelhança do *Carbon Reduction Commitment* (CRC), um mecanismo de reporte obrigatório de emissões, enquadrado num mercado de carbono, criado no Reino Unido, no qual se encontra inserida a indústria da água.

#### 5.7.4.5 Análises de previsão de evolução qualitativa e quantitativa das águas residuais a tratar

Em relação às ETAR existentes, haverá que avaliar a evolução, ao longo do tempo e durante o período de observação do estudo, das populações e indústrias a servir, estabelecendo curvas de evolução dos caudais e cargas poluentes a tratar em cada instalação. Nesta previsão de evolução serão consideradas eventuais áreas ainda não servidas por drenagem e tratamento de águas residuais e que, de acordo com os planos previstos, serão integradas em áreas de expansão das bacias servidas pelas ETAR.

Relativamente a áreas ainda não servidas por drenagem e tratamento de águas residuais e que não se integram em áreas de ampliação de bacias de ETAR existentes, haverá que avaliar a dimensão das novas ETAR necessárias, bem como o seu nível de tratamento e a linha processual de tratamento mais adequada do ponto de vista técnico-económico. Haverá que avaliar a evolução, ao longo do tempo, dos caudais e cargas poluentes a tratar, em particular nos anos que se constituem como horizontes temporais das metas de redução a analisar.

### *5.7.5* Formulação de cenários e metas intermédias a partir de análises de "*backcasting"*

Uma análise de "*forecasting-backcasting"* integra o seguinte conjunto de desenvolvimentos (Quist *et al.,* 2006):

1 - observação do problema, definição e caracterização das variáveis externas e orientação estratégica;

2 - construção de visões, cenários e metas futuras ("*forecasting"*);

3 - definição, observando no sentido do futuro para o presente, dos caminhos a percorrer para atingir as metas, nos cenários admitidos ("*backcasting"*);

4 - definição de um programa de medidas e ações conforme com o caminho ótimo;

5 - avaliação e aproveitamento global dos resultados para implementação e acompanhamento do roteiro.

A metodologia proposta para a elaboração do roteiro assenta, essencialmente, em análises de "*forecasting"* para estabelecimento de cenários e metas de redução e respetivos horizontes temporais e em análises de "*backcasting"* para a identificação do caminho a percorrer, dos

passos a dar e dos obstáculos a evitar, para atingir essas metas de redução, ao mais baixo custo possível. A identificação dos obstáculos a ultrapassar é essencial (Ashina *et al.,* 2012).
Como já foi referido, a implementação das medidas de mitigação mais eficientes (valorização do biogás e aproveitamento de energias renováveis, valorização no solo das lamas resultantes do tratamento de águas residuais, reutilização de águas residuais) debate-se com algumas dificuldades que constituem obstáculos ao itinerário mais favorável. Um dos objetivos principais da análise "*backcasting"* é a identificação dessas dificuldades e obstáculos.

### 5.7.6 Estabelecimento de cenários e metas

A análise das metas obrigatórias definidas em legislação nacional e comunitária e a avaliação das tendências de evolução registadas noutros países, noutras comunidades e noutros sectores, complementada com a consulta das entidades legisladoras e reguladoras e com uma discussão com outras entidades gestoras, permitirá formular cenários de evolução das necessidades e exigências em termos da redução de emissões de GEE associadas às instalações de tratamento de águas residuais.

As metas de redução de emissões nas ETAR de um sistema de águas residuais poderão ser orientadas, nos cenários de redução, para as intensidades de emissão ($kgCO_2e/m^3$ de águas residuais tratadas) ou para as emissões em valor absoluto ($tCO_2e$/ano). No caso das intensidades de emissão, as metas apontarão para uma percentagem de redução, em determinado horizonte temporal, e tomando determinado ano por referência (por exemplo reduzir, até 2020, em 20% as intensidades de emissão verificadas em 2010). Uma meta de redução estabelecida em valor absoluto será traduzida na redução, até um determinado ano horizonte (por exemplo 2020), das emissões em, por exemplo, 500 $tCO_2e$/ano, relativamente a um determinado ano de referência.

A situação de referência, que servirá de "*baseline",* poderá ser o nível de emissões num ano passado, ou o nível de emissões que ocorreria no ano horizonte temporal (da meta em análise) se nenhuma medida de redução fosse adotada.

Se se dispuser de uma curva de evolução dos caudais tratados por cada ETAR do sistema ao longo dos anos, as metas expressas em valores globais podem ser transformadas em metas expressas em intensidades de emissão, e vice-versa.

Para cada cenário de redução de emissões nos sistemas de tratamento de águas residuais que a entidade gestora tem a seu cargo, será efetuada uma avaliação que consistirá, essencialmente:

a) na seleção do conjunto de medidas e ações a adotar em cada ETAR, isoladamente ou em grupo, que, conjuntamente, garantem o alcance da meta definida, ao mais baixo custo;

b) numa estimativa dos custos de investimento e exploração associados a esse conjunto de medidas e ações;

c) na avaliação do impacte desses custos sobre as tarifas a pagar pelas populações.

Para apoio ao desenvolvimento das análises e avaliações referidas nas alíneas a) a c) anteriores, é proposta, nesta tese, a ferramenta técnica descrita no item 5.8.

## 5.8 Avaliação interna de medidas e ações – ferramenta técnica proposta

### 5.8.1 Preparação da informação de base

#### 5.8.1.1 Caracterização da situação atual

Esta fase consiste na recolha de informação necessária à caracterização de cada uma das instalações de tratamento de águas residuais geridas pela entidade gestora, incluindo:

a) redes de drenagem servidas pela instalação de tratamento (separativas, unitárias e pseudo separativas; eventual existência de intrusão de água salina nos coletores e órgãos das redes; eventual existência de longos percursos de transporte de águas residuais e de problemas de septicidade das águas residuais afluentes ao tratamento);

b) população servida e caracterização industrial (produção de águas residuais, urbanas e industriais, e sua caracterização qualitativa ao longo do período de observação do estudo; existência de regulamentação e fiscalização das descargas de efluentes industriais nos sistemas públicos de drenagem);

c) caracterização das afluências de águas residuais às ETAR (variação ao longo do dia; variação sazonal; componente de águas residuais pluviais);

d) linhas processuais de tratamento instaladas e potencial de evolução para conceções e tecnologias de tratamento menos emissoras (envolvente ambiental e condicionantes);

e) necessidade de remodelação e, ou ampliação ao longo do PO (inconformidade do nível de tratamento e, ou capacidade insuficiente);

f) balanço energético da instalação (energia elétrica e calor);

g) eficiência energética e processual (auditoria, análises de "*benchmarking*" e identificação de oportunidades de melhoria);

h) utilização de reagentes (tipos, quantidade, distâncias de transporte) e sua evolução ao longo do PO;

i) produção de subprodutos ao longo do PO, sua caracterização qualitativa e soluções de tratamento/destino final;

j) prática atual de reutilização de águas residuais, em usos externos e internos, e avaliação do seu potencial de desenvolvimento (recetores potenciais de águas residuais a reutilizar);

k) recetores potenciais de lamas a valorizar – valorização agrícola e energética (distâncias, quantidades, usos, qualidade requerida);

l) fontes externas de energia disponíveis e respetivos preços, atuais e futuros;

m) viabilidade de aproveitamento de energias renováveis (fatores climáticos, espaço disponível, recursos naturais disponíveis, enquadramento ambiental, possibilidade de ligação à RESP).

Será ainda obtida informação específica relativa a cada ETAR, necessária para a aplicação das metodologias de estimação de emissões de GEE propostas no apêndice 1, tendo em vista a estimação das emissões associadas ao funcionamento de cada instalação.
Serão calculados os balanços mássicos da(s) ETAR, considerando os caudais e cargas a tratar no ano de referência e nos anos horizonte das metas de redução a equacionar. Os parâmetros a considerar no balanço mássico são os seguintes: caudal, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, carência bioquímica de oxigénio (5 dias, a 20ºC), azoto total e gorduras.

#### 5.8.1.2 Identificação de possibilidades de melhorias de eficiência. Realização de auditorias

As grandes oportunidades para a redução de emissões de GEE em ETAR, centradas na procura de ganhos de eficiência, sem necessidade de grandes intervenções nas linhas processuais de tratamento, são, essencialmente, as seguintes:

a) minimização dos consumos energéticos na ETAR;

b) otimização de processos de tratamento;

c) monitorização e vigilância de processos aeróbios, no sentido de evitar bolsas de anaerobiose nos reatores biológicos;

d) otimização do funcionamento das equipas de operação e manutenção;

e) minimização das quantidades de lamas e outros subprodutos do tratamento a conduzir a deposição final;

f) minimização das distâncias de transporte de lamas e outros subprodutos e racionalização dos meios de transporte;

g) minimização da utilização de reagentes;

Para efeito de avaliação, em cada uma das ETAR, das possibilidades de minimização dos consumos energéticos e de otimização dos processos, propõe-se a realização de auditorias englobando duas componentes: a eficiência energética e a eficiência processual.
A componente energética será direcionada não só para a minimização dos consumos energéticos, mas também para a identificação e utilização preferencial de fontes energéticas menos emissoras. Não focará exclusivamente os custos energéticos (como acontece com as auditorias convencionais), mas visará também a necessidade de redução das emissões de GEE associadas ao funcionamento da ETAR.
O aproveitamento das oportunidades de redução de emissões do *scope* 1 e do *scope* 3 passa por uma atuação ao nível dos procedimentos operativos e da parametrização do funcionamento das diferentes OPU integrantes das linhas de tratamento instaladas nas ETAR, maximizando a sua eficiência processual. As melhorias de eficiência processual repercutir-se-ão também na redução de consumos energéticos.
As intervenções associadas às melhorias de eficiência energética e operacional serão objeto de uma estimativa dos correspondentes custos de investimento e de exploração, estes últimos negativos em grande parte dos casos, uma vez que as oportunidades encontradas se traduzirão em ganhos de eficiência.

#### 5.8.1.3 Caracterização das soluções de destino de subprodutos do tratamento de águas residuais. Condicionantes e potencialidades

Os subprodutos do tratamento de águas residuais podem ser classificados em gradados, areias, gorduras e lamas, sendo que, neste contexto da geração de emissões, são relevantes as gorduras e as lamas.

Em Portugal, os destinos finais principais de lamas de depuração têm sido a valorização agrícola e a deposição em aterro. Nos anos de 2001 e 2002, produziram-se cerca de um milhão de toneladas de lamas de ETAR por ano, a que corresponderam cerca de 200 000 toneladas de matéria seca, que tiveram como destinos finais principais a valorização agrícola (39%) e a deposição em aterro (33%) (IGAOT, 2004). De acordo com as conclusões de trabalhos mais recentes realizados pela Comissão Especializada de Águas Residuais (CEAR), a situação ter-se-á alterado nos últimos anos e os destinos finais das lamas de depuração produzidas em Portugal terão sido (Béraud *et al.,* 2010):

- Valorização agrícola – 55%;
- Compostagem – 35%;
- Aterro - 10%.

Uma análise dos artigos apresentados por várias autores e entidades com experiência relevante na gestão de lamas de ETAR em Portugal, no encontro *O Mercado das Lamas de ETAR e as Entidades Gestoras,* realizado em Novembro de 2010, no LNEC, permite identificar as seguintes perspetivas principais de evolução futura das condições de enquadramento da gestão de lamas de ETAR em Portugal (Cunha-Queda *et al.,* 2010; Dias, 2010; Romão *et al.*, 2010 e Béraud *et al*., 2010) :

a) as entidades gestoras deverão, de acordo com a legislação (Nº 5 do Artigo 5º do Decreto-Lei nº 73/2011 de 17 de Junho), assegurar o tratamento/encaminhamento final dos seus resíduos, através de entidades licenciadas, sendo que a entrega dos resíduos a uma entidade externa licenciada transfere para esta a responsabilidade do produtor dos mesmos (existem no mercado entidades prestadoras de serviços de destino final de lamas, sendo de prever que estas novas condições induzam uma forte concorrência);

b) em face do nível crescente das exigências que se colocam à valorização no solo de lamas, este deixará de ser o único destino final de lamas de depuração, prevendo-se uma tendência para a adoção de destinos em fins industriais, os quais implicam a necessidade de elevadas sicidades (necessidade de secagem, em complemento à desidratação das lamas);

c) é esperável uma maior regulamentação da produção de composto, com proibição da utilização de lamas contaminadas;

d) a valorização energética de lamas secas deverá vir a ser uma realidade a curto/médio prazo, dependendo dos investimentos necessários para promover a secagem das lamas até às sicidades requeridas.

e) a opção por deposição em aterro sanitário deverá ser fortemente condicionada (por exemplo em termos de matéria orgânica), com custos crescentes no futuro e, tendencialmente,

será adotada apenas para lamas contaminadas ou em casos excecionais em que não exista outra solução técnica e economicamente viável.
O Plano Nacional de Gestão de Resíduos 2011-2020 (Proposta de 26 de Maio de 2011) efetua uma análise da evolução dos serviços de resíduos em Portugal nos últimos anos, concluindo que: "…
*Pelo exposto anteriormente, tendo em conta os progressos verificados nos últimos anos, fica patente que, apesar de o caminho a percorrer ainda ser longo, Portugal apresenta capacidade para tendencialmente fechar os seus ciclos de materiais visando alcançar uma economia tendencialmente circular e com altos níveis de desempenho no aproveitamento dos recursos materiais. O PNGR constitui-se como um instrumento fundamental para esse efeito. …".*
Nos itens seguintes é apresentada uma descrição sucinta das condicionantes principais que se podem colocar a cada um dos destinos de lamas equacionáveis e que, por isso, devem ser avaliadas, caso a caso, em cada ETAR, nesta atividade essencial do roteiro que é a identificação e caracterização dos destinos finais equacionáveis para os subprodutos do tratamento de águas residuais.

**Valorização agrícola**

A identificação e caracterização das potencialidades de valorização agrícola de lamas em cada ETAR atenderá às especificidades de cada instalação e da sua envolvente, ao nível da procura e ao nível da oferta.
Do lado da procura haverá que caracterizar:

1 - as explorações onde será efetuada a valorização, com avaliação da sua aptidão para a receção de lamas, tendo em conta as exigências legais, designadamente a necessidade de identificação das parcelas (Declaração Anual do Planeamento das Operações prevista no Decreto-Lei Nº 276/2009, de 2 de Outubro);

2 - a existência de destino alternativo à valorização, a utilizar em situações em que esta se revela inviável.

Para suporte desta caracterização deverão ser preparados, para cada ETAR, ou por grupos de ETAR se elas se localizarem próximas umas das outras, a informação constante no Anexo III, alíneas c), d), e), f), h) e i), do Decreto-Lei Nº 276/2009, de 2 de Outubro, relativo à instrução do Plano de Gestão de Lamas. No âmbito da alínea h) e a respeito da descrição dos solos, deverão ser efetuadas as análises previstas no nº 2 do Anexo II do mesmo decreto atrás referido, em algumas parcelas de aplicação consideradas caracterizadoras da totalidade do perímetro de aplicação. Estas análises serão dispensadas se já se dispuser da informação pretendida.
No que se refere à oferta, haverá que preparar os elementos referidos no Anexo III, alíneas a) e b) do Decreto-Lei Nº 276/2009, de 2 de Outubro. Será necessária uma caracterização da qualidade das lamas produzidas em cada ETAR, com incidência nos parâmetros que condicionam a valorização, designadamente os constantes no nº 1 do Anexo II do Decreto-Lei Nº 276/2009, de 2 de Outubro.

Incluída nesta caracterização, deverá ser efetuada uma caracterização industrial da zona servida pela ETAR e uma sondagem sobre a existência de regulamentos municipais de descarga nos coletores públicos e sobre a sua eficácia. Trata-se de uma informação determinante para a avaliação dos riscos de as lamas produzidas nas ETAR urbanas conterem, ou poderem vir a conter, metais pesados ou outros elementos ou substâncias tóxicas em concentrações que possam comprometer a valorização agrícola.
Para caracterizar a viabilidade de cada ETAR poder produzir lamas suscetíveis de valorização haverá que avaliar a disponibilidade de condições (espaço e enquadramento na linha processual) para a implementação de eventuais tratamentos complementares de lamas para garantir a qualidade requerida (designadamente a estabilização e a higienização) e para a implantação da instalação de armazenamento requerida pela nova legislação (capacidade mínima para três meses de produção de lamas).
Finalmente haverá que caracterizar as condições de transporte das lamas desde a ETAR até aos locais de aplicação (distâncias de transporte e enquadramento ambiental dos percursos de transporte).

**Valorização energética**

Em face do custo elevado da energia no nosso país e da necessidade de dar cumprimento às metas de utilização de fontes renováveis de energia, a estabilização das lamas de depuração em processos envolvendo aproveitamento de energia não poderá deixar de ser considerada uma opção tecnológica elegível.
A valorização energética implica a necessidade de tratamento prévio das lamas, visando a estabilização/higienização e a extração de água/secagem. Os tratamentos equacionáveis para estes tratamentos são a compostagem e a secagem. A compostagem, com uma afinação final de matéria seca, permite a utilização final como combustível substituto (Branco, 2010). A secagem permite a valorização energética na indústria. Atualmente, a indústria portuguesa encontra-se preparada para substituir combustíveis por combustíveis derivados de resíduos (CDR) e, ou lamas secas, embora em algumas indústrias, por exemplo a cimenteira, existam limites restritivos para alguns parâmetros como, por exemplo, o diâmetro das partículas (Branco, 2010). Algumas indústrias ainda não se encontram preparadas para receber lamas secas, em especial devido ao problema das emissões, mas o surgimento de um mercado efetivo de lamas secas poderá alterar esta conjuntura (Béraud et al., 2010).
Combustíveis derivados de resíduos (CDR), ou *solid recovered fuel* (SRF), são combustíveis sólidos, obtidos a partir de resíduos não perigosos, para serem utilizados em unidades de incineração ou co-incineração, com recuperação de energia, devendo satisfazer as exigências de qualidade definidas na norma CEN/TS 15359:2005 (E).
A secagem das lamas permite ainda a sua valorização em centrais de valorização energética (VLE), em conjunto com CDR. O Grupo AdP previa a construção de duas CVE, em Portugal Continental, uma na zona de Aveiro e outra na zona de Lisboa, a Sul do rio Tejo, prevendo a recuperação conjunta de CDR (370 000 t/ano – 35% da produção total) e lamas de depuração

secas (350 000 t/ano – 60% da produção total) (Branco, 2010). Posteriormente foi apenas considerada uma única CVE e, no atual contexto económico do país, parece improvável a concretização deste projeto, apesar de não existir nenhuma decisão definitiva quanto à sua concretização, ou paragem em definitivo (Béraud *et al.*, 2010).

A incineração de lamas necessita de adição de combustível, o que faz com que a opção de incineração dedicada de lamas de depuração não seja uma opção rentável em Portugal. A co-incineração de lamas desidratadas na indústria não é atrativa, requerendo-se, para esta valorização, uma secagem prévia. A pirólise tem ainda pouca maturação e experiência, para além de conduzir à produção de elevadas quantidades de resíduos no final do processo (Branco, 2010).

As centrais termoelétricas poderiam ser um potencial utilizador de lamas secas em Portugal, como já se verifica em diversos países na Europa. Contudo, existem ainda diversos condicionalismos e restrições técnicas, a nível da queima e das emissões, nas unidades existentes em Portugal, que inviabilizam a valorização neste tipo de unidades.

Em face do sumariamente exposto, serão equacionáveis, embora com algumas dúvidas acerca da evolução da procura de lamas secas, as seguintes alternativas para valorização energética das lamas, enquanto meio de destino final (a valorização energética do biogás é considerada noutro domínio):

- valorização em alguma das CVE que eventualmente venham a ser implementadas;
- valorização nas indústrias (cimenteiras, cerâmicas, vidreiras).

Na caracterização destes potenciais destinos finais de lamas, deverão ser considerados os seguintes aspetos essenciais: localização e distâncias das ETAR; condições ambientais dos percursos de transporte; critérios de admissibilidade de lamas (quantitativos e qualitativos); e condições económicas e financeiras. Deverá também ser avaliada a fiabilidade de cada entidade recetora, em termos da garantia da receção contínua e continuada de lamas, e a eventual existência de períodos de interrupção associada aos processos fabris.

**Compostagem e valorização no solo**

O número de unidades de compostagem licenciadas atualmente é muito reduzido, em face da quantidade de lamas de depuração produzidas em Portugal, pelo que a valorização de lamas associada a compostagem conjunta com outros materiais de suporte será acessível a um reduzido número de ETAR (Béraud *et al.*, 2010). Ainda assim, a produção de composto deste pequeno número de instalações licenciadas (116 000 toneladas) é suficiente para saturar o mercado português (Branco, 2010).

Os estudos recentemente realizados, no âmbito da revisão da Diretiva n.º 86/278/CEE, vinham equacionando a compostagem como uma solução possível para as lamas que não cumprem os limites máximos relativos aos compostos orgânicos e às dioxinas e vinham admitindo a possibilidade de as lamas compostadas, processadas com outro material de origem orgânica (serradura ou palha, por exemplo) a temperaturas de 50 a 60ºC (para eliminação de microrganismos patogénicos) poderem dar garantias de higienização (Bancessi, 2009). No

recente relatório elaborado no âmbito dos estudos para revisão da Diretiva n.º 86/278/CEE (RPA *et al.*, 2010), admite-se, com base em resultados de estudos realizados no Reino Unido pelo Departamento do Ambiente, Transportes e Regiões (DETR), que a compostagem poderia reduzir as concentrações da maior parte dos compostos orgânicos para valores abaixo dos limites máximos. Admite, contudo, aquele mesmo relatório, com base nas conclusões de ICON (2001), que as concentrações dos compostos orgânicos persistentes (PAH, PCB, PCDD/F) poderão não ser suficientemente reduzidas, concluindo que as opções para lamas contaminadas continuarão a ser o aterro e a incineração.

Com base nas considerações atrás efetuadas, conclui-se que a compostagem apenas deverá ser equacionada para lamas que cumpram os critérios de qualidade em termos de metais pesados, de compostos orgânicos, de dioxinas e de outros elementos/substâncias tóxicas e que, na caracterização de eventuais potencialidades deste destino para as lamas de cada ETAR, se deverá averiguar a disponibilidade de material de suporte para utilizar na compostagem e se deverá efetuar um estudo cuidado da procura do composto. Quer a disponibilidade de materiais de suporte, quer a procura do composto, deverão ser avaliadas em termos da quantidade-qualidade disponível e procurada, e em termos da fiabilidade das soluções e da sua estabilidade ao longo do tempo. Os aspetos ambientais associados ao transporte das lamas até ao centro de compostagem e os aspetos económicos e financeiros deverão também ser considerados.

**Deposição em aterro**

As lamas de depuração são classificadas como resíduos industriais, no Capítulo 19 da classificação estabelecida na Portaria 209/2004, de 3 de Março.

O PERSU II (aprovado pela Portaria Nº 187/2007, de 12 de Fevereiro), seguindo um rumo já traçado na Diretiva Nº 1999/31/CE, do Conselho, de 26 de Abril, transposta para o direito interno pelo Decreto-Lei nº152/2002, de 23 de Maio, estabeleceu que a deposição de RIB em aterros para RSU, ao abrigo das autorizações precárias então em vigor, terminaria em 2009, podendo mesmo ser em data anterior, logo que entrassem em funcionamento aterros de RIB nas áreas de influência das ETAR produtoras de lamas.

O Decreto-Lei Nº 183/2009, de 10 de Agosto, reforça o princípio da hierarquia de gestão de resíduos, prevendo a minimização da deposição em aterro de resíduos com potencial de reciclagem ou valorização, através de restrições nas licenças de exploração dos aterros.

O PERSU III (Versão de trabalho prévia à consulta pública e à Avaliação Ambiental Estratégica, de Maio de 2014) estabelece, como um dos desafios principais, a "*Eliminação progressiva da deposição de resíduos indiferenciados em aterro, favorecendo-se a sua valorização material e biológica*." Aquele plano assume a recalendarização, já estabelecida no Decreto-Lei Nº 183/2009, de 10 de Agosto, das metas de redução da deposição de RUB em aterros, fazendo uso da derrogação prevista no Artigo 5º da Diretiva Aterros. As novas metas são as seguintes:

- até Julho de 2013 – redução para 50% da quantidade, em peso, de RUB produzidos e depostos em aterro em 1995;

- até Julho de 2020 – redução para 35% da quantidade, em peso, de RUB produzidos e depostos em aterro em 1995.

As soluções de deposição de lamas de ETAR em aterro podem ser consideradas divididas em três grupos, consoante as características dos aterros recetores:

a) deposição em aterros licenciados para RSU que, ao abrigo de licenças precárias, continuam a receber lamas de depuração;

b) deposição em aterros licenciados para resíduos não perigosos de origem industrial;

c) deposição em aterros licenciados para resíduos perigosos de origem industrial.

Em Portugal estão licenciados atualmente oito aterros para Resíduos não Perigosos de Origem Industrial (RIB) e dois CIRVER (Centros Integrados de Valorização e Eliminação de Resíduos), ambos na Chamusca, licenciados para resíduos perigosos (Lista de Aterros Licenciados – Agência Portuguesa do Ambiente. Maio de 2010).

O Plano Nacional de Gestão de Resíduos 2011 - 2020 (proposta de 26 de Maio de 2011) tem subjacente a seguinte visão:

"*Promover uma gestão de resíduos integrada no ciclo de vida dos produtos, centrada numa economia tendencialmente circular e que garanta uma maior eficiência na utilização dos recursos naturais*".

Em face da análise sumária efetuada, a solução de aterro para destino final de lamas deverá, tendencialmente, face às orientações e metas nacionais e comunitárias sobre a gestão de resíduos, ser adotada apenas no caso de lamas contaminadas que não obedecem aos critérios de admissibilidade nas soluções de valorização e reciclagem.

Na caracterização das potencialidades da solução de aterro como destino final das lamas de cada ETAR deverá atender-se aos seguintes aspetos essenciais:

a) fiabilidade da solução de destino final em termos da sua estabilidade durante o ano e ao longo dos anos, no horizonte temporal considerado;

b) características de qualidade exigidas às lamas (teor máximo de água e características físico-químicas e microbiológicas);

c) localização do(s) aterro(s) recetores e caracterização dos percursos de transporte de lamas (distâncias, envolvente ambiental);

d) procedimentos de operação do(s) aterro(s) recetores (espalhamento, camada diária de cobertura);

e) informação relativa ao projeto do aterro recetor: características da camada final de selagem, tratamento de lixiviados e aproveitamento/queima do Biogás.

#### 5.8.1.4 Caracterização das potencialidades de reutilização de águas residuais

Em face da escassez de água que afeta principalmente extensas áreas das regiões do Alentejo e do Algarve, mas também do nordeste de Trás-os-Montes e do leste da Beira, a reutilização da água para usos não potáveis constitui uma estratégia importante na gestão da água em

Portugal. A reutilização poderá constituir um imperativo na região sul do País, face ao agravamento previsível das disponibilidades de água que os cenários de alterações climáticas deixam antever (ERSAR, 2010).

A caracterização das potencialidades da reutilização das águas residuais tratadas será, assim, uma das atividades importantes da fase de preparação do roteiro, sobretudo nos sistemas de saneamento que servem as regiões com maior escassez de água e com maior vulnerabilidade às consequências das alterações climáticas. Deverá ser recolhida a informação relevante para a caracterização da procura e da oferta de águas residuais para reutilização, essencialmente a seguinte:

a) Caracterização da procura:

a1) identificação de potenciais utilizadores: parques de lazer; jardins públicos; campos de golfe; associações de agricultores e manchas agrícolas de média a grande dimensão onde se pratique agricultura de elevado valor acrescentado; pomares; zonas industriais ou unidades industriais de média a grande dimensão;

a2) caracterização dos principais potenciais utilizadores: usos da água; qualidade requerida para as águas residuais; características de permeabilidade e de capacidade de retenção de água dos solos e sua vulnerabilidade a águas de salinidade acima da das águas naturais (com incidência em grandes parcelas agrícolas cujos solos sejam considerados caracterizadores dos solos da região a servir pela reutilização); caudais requeridos e sua variabilidade ao longo do ano; disponibilidade para armazenamento de água nas instalações do utilizador; vulnerabilidade a situações de interrupção do fornecimento de águas residuais para reutilização; vulnerabilidade a eventuais situações de incumprimento do quadro de qualidade contratualizado para as águas residuais a reutilizar;

a3) avaliação prévia de algumas condições, por parte dos potenciais utilizadores, essenciais para a viabilidade económica e financeira de um potencial projeto de reutilização: caracterização da atividade dos principais potenciais utilizadores, do ponto de vista da sua perenidade e da fidelização ao sistema de reutilização de águas residuais; abertura dos utilizadores para, na base de uma contratualização prévia, participarem nos custos de investimento do projeto e aceitarem uma componente fixa da tarifa, independente do consumo, destinada a cobrir os custos operacionais fixos e a criar um fundo para renovação de equipamentos, e uma componente variável aplicada aos consumos.

a4) estimativa do número total de utilizadores participantes efetivos no sistema na fase de arranque, e avaliação das possibilidades de evolução desse número ao longo do tempo;

b) caracterização da oferta:

b1) caracterização das origens que, por um lado, constituem uma alternativa concorrencial à reutilização de águas residuais, mas que, por outro, poderão ser utilizadas num regime de complementaridade com as águas residuais, durante os períodos em que estas não sejam suficientes para satisfazer os consumos, incidindo nos seguintes aspetos: disponibilidade/escassez; condicionantes legais à sua utilização; licenças de utilização e respetivos períodos de validade; quantidade/qualidade da água face às necessidades dos

consumidores; custos; possibilidade de utilização em regime de complementaridade com a utilização de águas residuais tratadas;

b2) caracterização das disponibilidades de águas residuais tratadas para reutilização na ETAR ou no conjunto de ETAR: volumes diários de água disponíveis para reutilização e sua variação dentro do ano e ao longo dos anos; caudais disponíveis e necessidade de reserva na ETAR e nas instalações do utilizador; características de qualidade das águas residuais tratadas; fiabilidade de funcionamento da ETAR e sua repercussão em termos do nível de garantia dos caudais disponíveis para reutilização;

b3) confronto da qualidade esperável das águas residuais tratadas com a qualidade requerida pelos diferentes utilizadores e usos compatíveis, e definição dos tratamentos adicionais a implementar, na ETAR, à parcela de águas residuais a reutilizar (tratamento de base comum a todos os utilizadores, assumindo que utilizadores que requeiram uma qualidade superior promoverão o tratamento de afinação nas suas instalações); particular atenção deverá ser prestada à salinidade, uma vez que, por um lado, se trata de um parâmetro altamente condicionador dos principais usos das águas residuais tratadas e que, por outro, a sua remoção exige tratamentos com elevados custos de investimento e exploração capazes de inviabilizar a reutilização.

O balanço da oferta/procura das águas residuais, ainda que desenvolvido a um nível sumário, é essencial nesta fase, uma vez que permitirá uma primeira avaliação da viabilidade da reutilização e uma primeira estimativa da dimensão do eventual projeto de reutilização. Este balanço deverá ser pormenorizado ao nível mensal. De facto, as disponibilidades de águas residuais tratadas na(s) ETAR podem ser suficientes para satisfazer as necessidades no período Julho/Agosto, mas serem insuficientes no período Abril/Maio, por exemplo. Isto acontecerá em ETAR servindo zonas urbanas com elevada sazonalidade na sua ocupação, com elevadas disponibilidades de água no Verão que conseguem suprir as necessidades de rega no pico do Verão, mas não conseguem satisfazer as necessidades do início da Primavera. Neste contexto, uma gestão conjunta com outras origens de água poderá trazer benefícios em termos de uma gestão global dos recursos disponíveis.

O nível de pormenor e o tempo para desenvolvimento do roteiro não será, em regra, compatível com a elaboração de um estudo de viabilidade da reutilização, mas se a entidade gestora entender que esta prática poderá dar um contributo relevante, então será aconselhável fazer uma avaliação preliminar para posterior pormenorização.

O financiamento do projeto de reutilização deverá também ser objeto de análise, uma vez que poderá ter uma influência determinante na concretização das potencialidades de reutilização identificadas. A Recomendação Nº 2 e o Guia Técnico Nº 14 da ERSAR, ambos relativos à reutilização de águas residuais tratadas, definem dois princípios, relacionados com os custos de investimento e exploração de sistemas de reutilização, que, em determinados cenários, poderão não ser totalmente compatíveis entre si. Por um lado, estabelecem a orientação de a reutilização não poder acarretar agravamento de custos para as tarifas de saneamento; por outro, preconizam que os investimentos necessários para a execução das instalações de

tratamento adicional e de elevação e distribuição de águas residuais para reutilização sejam efetuados pela entidade gestora e ressarcidos através das tarifas a pagar pelos utilizadores das águas residuais tratadas. Atendendo a que os sistemas de reutilização terão, na generalidade dos casos, um reduzido número de utilizadores, este investimento das entidades gestoras será de elevado risco, dada a possibilidade de abandono prematuro de algum utilizador que resultará num impacte negativo elevado, em termos da sustentabilidade do projeto, com os consequentes impactos nas tarifas.

#### 5.8.1.5 Caracterização de alternativas de aproveitamento de energias renováveis

A caracterização das alternativas de aproveitamento de fontes renováveis de energia em cada ETAR deverá incidir nos seguintes aspetos essenciais:

- identificação e caracterização das fontes renováveis utilizáveis;
- caracterização dos consumidores de energia na ETAR, do ponto de vista da sua compatibilidade com as especificidades das energias renováveis, designadamente com a sua variabilidade;
- possibilidades de armazenamento de energia;
- caracterização dos condicionalismos locais ao aproveitamento dessas fontes;
- condicionalismos jurídicos e administrativos.

As fontes utilizáveis podem ter duas origens: a energia contida nas águas residuais, sob a forma física (energia potencial) ou sob a forma bioquímica; e a energia associada aos fatores climáticos, essencialmente o sol e o vento.

A energia física será aproveitável no caso de a chegada das águas residuais à ETAR, ou a descarga de efluente tratado para o meio recetor, se darem através de uma queda hidráulica de altura significativa. A recuperação da energia associada a esta queda pode ser efetuada através da seleção de um processo biológico que utilize esta energia para promoção do arejamento da biomassa (por exemplo em leitos percoladores), ou da seleção de um processo físico (por exemplo a filtração), que utilize a energia hidráulica disponível. Pode ainda ser efetuado através da utilização de pequenas turbinas, sendo os parâmetros caracterizadores deste aproveitamento a queda disponível e os caudais e volumes afluentes ou efluentes.

A recuperação da energia bioquímica poderá ser efetuada através do aproveitamento do biogás produzido em processos anaeróbios de degradação da matéria orgânica contida nas águas residuais. O aproveitamento de biogás em instalações de cogeração é considerado um aproveitamento de energia renovável, de acordo com o Decreto-Lei Nº 225/2007 de 31 de Maio, decreto que veio atribuir o fator Z às instalações de cogeração com aproveitamento de biogás produzido em ETAR, anteriormente limitado à vertente gás de aterro. Este tipo de aproveitamento, para além de utilizar uma fonte renovável, o biogás, maximiza a eficiência energética dessa utilização, através da recuperação de calor proporcionada pela cogeração. Por esta razão, deverá ser a primeira forma de aproveitamento de energias renováveis a equacionar em cada ETAR.

Para a caracterização das potencialidades da energia eólica em cada ETAR torna-se necessário caracterizar, por um lado, as disponibilidades de vento do local em que se insere a ETAR e, por outro, as condições ambientais de enquadramento das instalações. Para a avaliação das condições de vento, será averiguada a existência de registos de medições anteriores. No caso de a energia eólia se afigurar como opção equacionável, será iniciada uma campanha de monitorização da velocidade do vento.

Relativamente às condições de enquadramento, haverá que caracterizar essencialmente o enquadramento urbano e ambiental e ter em conta: o impacte visual da instalação; o nível ruído produzido pelo(s) aerogerador(es); a possibilidade de afetação dos ecossistemas, função da sensibilidade da zona; e as interferências eletromagnéticas que podem afetar as comunicações. De salientar que a dimensão das potenciais instalações de energia eólica numa ETAR estará muito abaixo dos limite estabelecidos no Anexo II do Decreto-Lei Nº 197/2005, de 8 de Novembro, a partir dos quais é necessária avaliação de impacte ambiental.

Para informações complementares, úteis para a caracterização das potencialidades de aproveitamento de energia eólica, poderá ser consultada a publicação EC (1997).

Para a caracterização das potencialidades de aproveitamento de energia solar em cada ETAR, haverá que averiguar da existência de dados de radiação global incidente (em valores de radiação média mensal) e de frequência de ocorrência de diversas radiações, para a zona em que se insere a ETAR. No caso de não existirem dados, poder-se-á efetuar uma tentativa de extrapolação de dados de zonas próximas de características climáticas semelhantes àquela em que se insere a ETAR. Haverá também que caracterizar, em termos de orientação e de exposição, os espaços disponíveis para a instalação de painéis fotovoltaicos.

### 5.8.2 Definição de medidas e ações para redução de emissões no tratamento de águas residuais

#### 5.8.2.1 Estimativa das emissões de cada ETAR e projeção futura

A estimação das emissões de GEE associadas a cada uma das instalações de tratamento geridas pela entidade gestora, ao longo do período de observação e, particularmente, nos anos que constituem o ano de referência e os horizontes temporais da(s) meta(s) de redução de emissões, é uma atividade essencial. Para este efeito será efetuada uma previsão das curvas de evolução, ao longo do período de observação, dos caudais e cargas afluentes a cada ETAR.

O conhecimento destas curvas de evolução permitirá estimar, para os anos horizonte definidos no cenário de redução de emissões, os caudais e cargas poluentes a tratar e, assim, estimar também as emissões por metro cúbico de águas residuais tratadas (intensidade de emissão), para cada ETAR. As intensidades de emissão serão estimadas, ETAR a ETAR, no ano inicial (situação atual), nos anos de referência e nos anos horizonte das metas de redução de emissões, seguindo as metodologias e formulações propostas no capítulo 3 e no apêndice 1 desta tese.

Com base no conhecimento do caudal anual a tratar, no horizonte temporal em análise, será também possível estimar o valor total das emissões em kg$CO_2$e/ano, para cada ETAR. O somatório das emissões anuais de cada ETAR permitirá obter a estimativa do total de emissões para o conjunto de ETAR geridas pela entidade gestora. Dividindo este valor total anual de emissões pelo somatório dos caudais a tratar por cada ETAR nesse ano horizonte, obtém-se o valor da intensidade global de emissões do conjunto de ETAR geridas pela entidade gestora.

No final desta atividade será possível dispor do conjunto de curvas ilustrado na Figura 5.2, na qual se considera, por hipótese, que o cenário de redução de emissões contempla dois horizontes temporais H1 e H2.

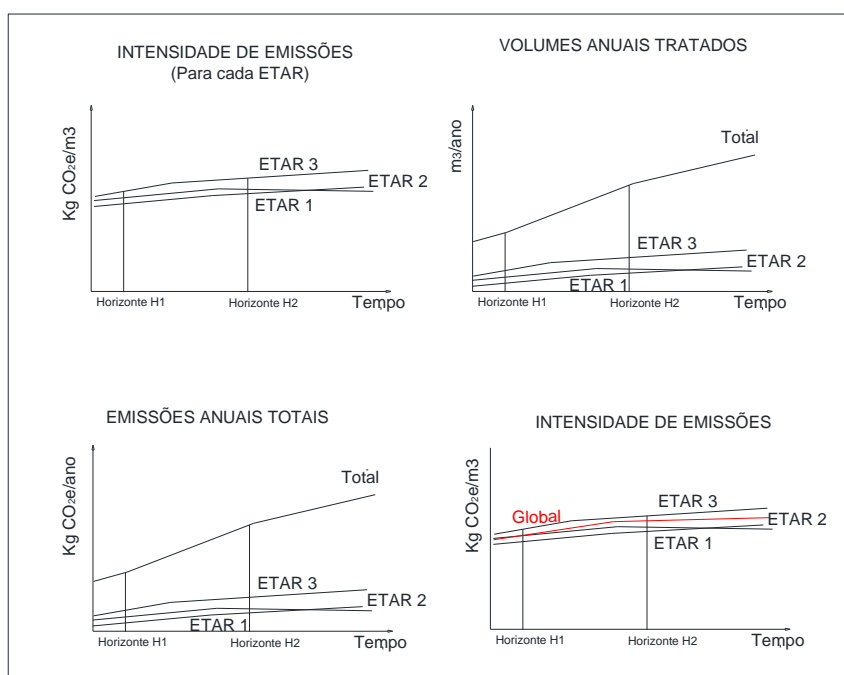



**Figura 5.2- Previsão da evolução das emissões de GEE num conjunto de ETAR geridas por uma entidade gestora (exemplo hipotético de um conjunto de três ETAR)**

#### 5.8.2.2 Avaliação das necessidades de redução de emissões para os cenários e metas de redução de emissões a considerar

A partir do(s) cenário(s) e metas de redução de emissões nos anos horizonte considerados e tendo em consideração as estimativas das emissões atuais associadas ao funcionamento do conjunto de ETAR e da projeção da sua evolução, serão estimadas as reduções globais de emissões requeridas nos horizontes temporais definidos.

Como já foi referido, as metas de redução de emissões associadas ao tratamento de águas residuais podem ser definidas em termos do valor anual de emissões, em kg$CO_2$e/ano, ou em termos das intensidades de emissão, em kg$CO_2$e/$m^3$ de águas residuais tratadas, sendo que, estas formas de expressão são facilmente transformáveis uma na outra, partindo de uma previsão da curva de evolução dos volumes anuais de águas residuais a tratar.

As metas de redução de emissões podem ser estabelecidas de diferentes formas:

a) redução do montante anual de emissões em (por exemplo) 20000 kg$CO_2$e/ano, no ano horizonte 2020, tomando como referência os valores de emissões verificados em 1990 (segmento BC da Figura 5.3);

b) redução do montante anual de emissões em (por exemplo) 50000 kg$CO_2$e/ano no ano horizonte 2020, tomando como referência as emissões previsíveis neste ano se nenhuma medida de redução de emissões fosse adotada (segmento AC da Figura 5.3);

c) estabelecimento de um valor máximo da intensidade de emissão no tratamento de águas residuais (ou de um montante anual máximo de emissões), a verificar em determinado ano horizonte.

Como se referiu no capítulo 3, as metodologias propostas nesta tese para estimação de emissões de GEE associadas a tratamento de águas residuais assentam em cálculos e estimativas efetuadas com referência ao metro cúbico de águas residuais tratadas. No caso do tratamento de lamas, os cálculos apresentam por vezes passos intermédios em que são considerados valores por kg de lamas, expressos em termos de matéria seca ou de matéria total, ou valores por $m^3$ de lamas tratadas. Contudo, os valores finais das estimativas são referenciados ao metro cúbico de águas residuais tratadas. Esta metodologia apresenta dois tipos de vantagens. Por um lado permite referenciar os valores para o conjunto de ETAR a uma base comum pois, tratando-se de águas residuais urbanas, elas terão características e condições para a emissão de GEE que não variarão significativamente de ETAR para ETAR,

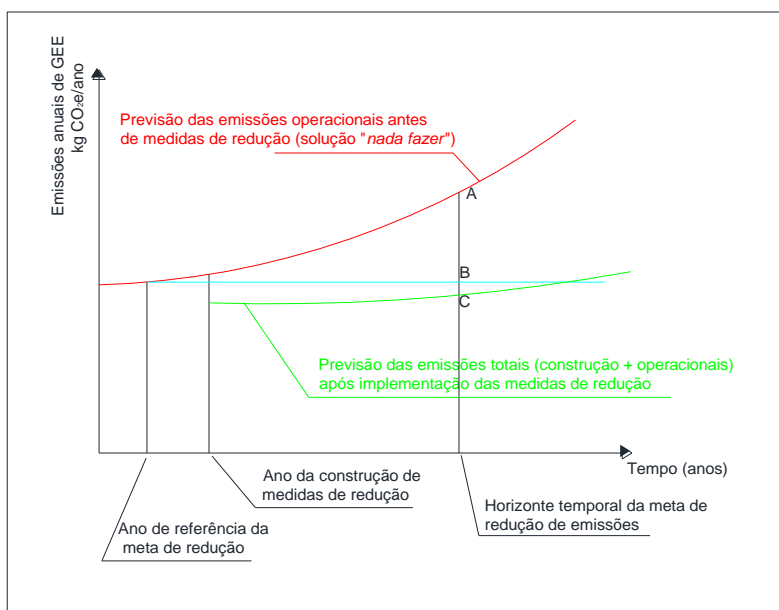



**Figura 5.3 - Representação gráfica do conceito de redução de emissões de GEE**

quer em termos de carga orgânica e de teor em sólidos, quer em termos dos parâmetros ambientais (essencialmente a temperatura). Por outro lado, como os custos totais atualizados do tratamento de águas residuais são normalmente referidos ao metro cúbico de águas residuais tratadas e os valores das tarifas incluem também uma componente variável referenciada ao metro cúbico de águas residuais tratadas, a consideração desta base comum

facilita a abordagem económica e a avaliação do impacto social dos cenários e das metas de redução de emissões.
As intervenções necessárias, ao nível da construção civil e do fabrico/instalação dos equipamentos, para a execução, em cada ETAR, das remodelações elegíveis para a redução de emissões, produzem emissões diretas e indiretas durante a construção/instalação, incorporadas nas atividades de construção e nos materiais e equipamentos utilizados. O mesmo acontece com a construção de novas ETAR que se venham a revelar necessárias para servir zonas ainda não servidas por tratamento de águas residuais. Estas emissões pontuais deverão ser consideradas no balanço de emissões, para efeito de avaliação da redução líquida de emissões proporcionada pelas medidas elegíveis. A consideração destas emissões numa base anual, em conjunto com as emissões operativas associadas ao funcionamento das ETAR, poderá assentar na divisão do respetivo valor global de emissões pelo número de anos de vida útil da instalação, propondo-se adiante uma metodologia para efetuar esta divisão.

#### 5.8.2.3 Identificação de medidas e ações elegíveis

Para cada uma das ETAR integrantes do sistema de águas residuais, será avaliada a viabilidade da implementação de medidas para a redução das emissões associadas ao seu funcionamento. Serão avaliados os seguintes tipos de medidas:

Medidas do tipo M1 - melhorias de eficiência energética, em termos da utilização das diferentes origens de energia utilizadas em cada ETAR, e melhorias de eficiência processual, em termos das operações e processos de tratamento e dos procedimentos e parâmetros adotados na operação;

Medidas tipo M2 – valorização no solo das lamas produzidas na ETAR, visando dois objetivos essenciais: a redução das quantidades de lamas conduzidas a aterro e a reciclagem de materiais, particularmente de nutrientes (proporcionando um crédito de emissões correspondente às emissões associadas à produção industrial desses nutrientes e ao aumento do sequestro de carbono no solo);

Medidas tipo M3 – melhoria na linha processual de tratamento, privilegiando os processos menos emissores, em detrimento dos mais emissores, e aqueles que propiciem a recuperação da energia incorporada nas águas residuais;

Medidas tipo M4 – reutilização de águas residuais tratadas, tendo em conta as potencialidades de reutilização identificadas (proporcionando um crédito de emissões correspondente às emissões associadas à poupança de energia, à produção industrial dos nutrientes reciclados e ao aumento do sequestro de carbono no solo);

Medidas tipo M5 – utilização de energias renováveis, integrada na satisfação das necessidades energéticas da ETAR.

Estes tipos de medidas encontram-se ordenados por uma ordem à qual corresponderá, normalmente e na generalidade dos casos, uma ordem decrescente da eficácia de custos. Admite-se mesmo que, na generalidade dos casos, os dois primeiros tipos de medidas, se

forem viáveis tecnicamente, apresentem custos totais atualizados negativos, isto é, que conduzam a ganhos de eficácia.

Poderão existir medidas/ações impostas por planos, programas ou legislação, como por exemplo a redução das quantidades de lamas depositadas em aterro ou a imposição de quotas de utilização de FER no sector das águas. Nestes casos, estas medidas, que independentemente da sua maior ou menor custo eficácia, são impostas por aqueles instrumentos e, por isso, de implementação obrigatória, serão incluídas num tipo de medidas designado tipo M0.

A melhoria da eficiência energética através de instalação de unidade de cogeração implicará algumas intervenções na linha de tratamento da ETAR. Por outro lado, a valorização agrícola de lamas poderá implicar a necessidade de operações e processos adicionais à linha de tratamento de lamas existentes, para garantir o cumprimento do quadro de qualidade requerido para as lamas a valorizar. Da mesma forma, a reutilização de águas residuais poderá implicar a necessidade de tratamentos adicionais à linha de tratamento da fase líquida existente, para cumprir o quadro de qualidade requerido para as águas residuais a reutilizar. Para efeito de tipificação das medidas, no tipo M1 incluir-se-ão as medidas para melhorar as eficiências, incluindo as intervenções na linha de tratamento estritamente necessárias a essa melhoria. Da mesma forma, nas medidas do tipo M2 serão incluídas as ações e medidas estritamente necessárias para a valorização agrícola das lamas. Nas medidas do tipo M3 serão incluídas as melhorias e completamentos das linhas de tratamento com efeito na redução de emissões, quer diretamente, quer através da recuperação da energia incorporada nas águas residuais (por exemplo a instalação de digestão anaeróbia). A necessidade desta forma ordenada de classificar as medidas tem a ver com a metodologia proposta para a seleção das medidas a adotar em cada ETAR, que adiante se descreve.

Para cada ETAR será avaliado, para cada uma das medidas elegíveis, dentro de cada tipo de medida, o respetivo potencial de redução de emissões, em termos de intensidade ($kgCO_2e/m^3$) e de valor absoluto ($kgCO_2e$/ano), nos horizontes temporais definidos. Este potencial será avaliado tomando como referência as emissões que ocorreriam nesse horizonte temporal se a medida em avaliação não fosse adotada.

#### 5.8.2.4 Estimação das reduções de emissões esperáveis das medidas e ações elegíveis

A redução de emissões operativas (associadas ao funcionamento das instalações de tratamento) proporcionada por cada tipo de medida, em determinado ano horizonte, será avaliada através da subtração entre o valor estimado de emissões da ETAR nesse ano horizonte, sem implementação da medida, contabilizado em $CO_2$ equivalente, e a estimativa de emissões nesse mesmo ano, considerando a implementação da medida ou do tipo de medidas em análise (segmento AD da Figura 5.4).

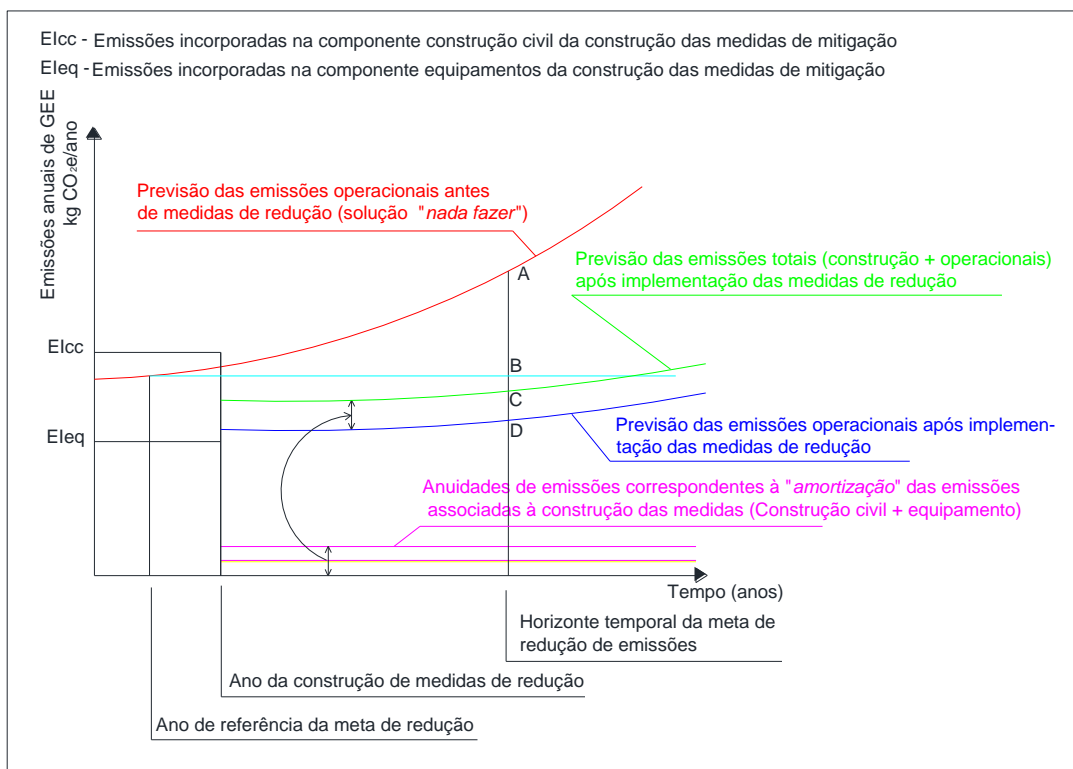



**Figura 5.4 - Representação gráfica do conceito de redução líquida de emissões de GEE**

A implementação das medidas em análise, quando estas implicam obras de construção civil e a necessidade de instalação de equipamentos, provoca emissões diretas e indiretas associadas às atividades de construção e emissões incorporados nos materiais e equipamentos utilizados, as quais poderão não ser negligenciáveis. Tratam-se de emissões que se concentram num curto período de tempo, durante a construção e instalação, cujo tratamento conjunto com as emissões operativas dos processos de tratamento de águas residuais, que evoluem, ano a ano, ao longo do tempo, apresenta alguma dificuldade.

Para ultrapassar esta dificuldade, propõe-se uma metodologia que consiste em dividir o valor total da estimativa das emissões incorporadas associadas aos trabalhos de construção civil e de fabrico e montagem de equipamentos pelo número de anos de vida útil das intervenções (como hipótese, 30 anos para a construção civil e 10 anos para os equipamentos).

Divide-se assim o valor total de emissões, que ocorre concentrado no período de construção, em valores anuais (anuidades) de emissões incorporadas. Dado que, com o desenvolvimento do mercado de carbono, as emissões são tratáveis do ponto de vista económico em pé de igualdade com qualquer outro bem, admite-se que fará sentido considerar, na divisão proposta, uma taxa de desconto do tempo (também designada por taxa de atualização).

Assim se, por exemplo, a remodelação de uma ETAR, visando a redução de emissões de GEE, tiver emissões incorporadas na construção avaliadas em 500 $tCO_2e$, em trabalhos de construção civil, a distribuição proposta conduziria ao seguinte valor anual de emissões (considerando uma taxa anual de desconto do tempo de 2%, à qual, para 30 anos,

corresponde um fator anual de 0,045), que deveria ser somado às emissões operativas da ETAR:

Emissões incorporadas = 500 x 0,045 = 22,5 $tCO_2e$/ano

Nos casos em que, associadas às remodelações, se prevejam emissões anuais significativas associadas às intervenções periódicas de manutenção/reparação, estas deverão ser adicionadas às anuidades de emissões resultantes das emissões associadas à construção/instalação dessas remodelações.
A redução líquida de emissões associada a cada medida avaliada será estimada segundo a metodologia atrás descrita, graficamente representada na Figura 5.4, traduzida pelo comprimento do segmento AC.

#### 5.8.2.5 Estimação dos custos das medidas e ações elegíveis

Os custos de investimento e exploração associados aos diferentes tipos de medidas e ações serão estimados com base na subtração entre duas curvas de evolução de custos de investimento e exploração: a curva correspondente aos custos de investimento e exploração associados a cada tipo de medida avaliada e a curva de referência correspondente à solução de *“nada fazer”* para reduzir emissões.
A subtração das duas curvas dará uma curva de evolução de diferenciais de custos, ao longo do período de observação da análise, cuja atualização ao ano zero dará o custo total atualizado dessa medida ou desse conjunto de medidas. Em relação aos custos de investimento, os diferenciais serão normalmente positivos. Já no que se refere a custos de exploração, os diferenciais poderão ser positivos (se as medidas acarretarem aumentos das despesas de exploração) ou negativos (se corresponderem a redução nos custos de exploração).
Para atualização de valores torna-se necessário adotar um período de tempo e uma taxa de atualização. O período de atualização deverá ser adotado em função da duração das infraestruturas e do seu horizonte de vida útil, admitindo-se um valor da ordem dos 30 anos.
Dada a durabilidade dos equipamentos (da ordem dos 10 anos) deverão ser considerados, no estabelecimento da curva de evolução dos custos de investimento ao longo do período de 30 anos, os custos associados à sua renovação, a ocorrer de 10 em 10 anos.
No estabelecimento da curva de evolução de custos de cada ETAR, correspondente à solução de “*nada fazer*” para a redução de emissões, deverão ser adotados os seguintes critérios:

- nos custos de investimento serão consideradas as intervenções de remodelação e, ou ampliação e, ou de reabilitação que se revelem necessárias independentemente da necessidade do confronto da redução de emissões (se essas intervenções seriam sempre necessárias, não fará sentido admitir que lhe correspondam sobrecustos imputáveis ao confronto da redução de emissões);

- da mesma forma, nos custos de exploração serão considerados os custos associados à exploração das infraestruturas decorrentes das intervenções de remodelação/ampliação e de reabilitação que seriam necessários independentemente da necessidade de redução de emissões;

- nos custos de exploração atender-se-á às previsões de evolução dos preços de certos produtos e serviços, como será o caso da energia e da receção em aterro das lamas e outros subprodutos do tratamento.

No caso de, para viabilizar a reutilização de águas residuais com elevada salinidade, ser necessário intervir na rede de drenagem e interceção/transporte visando a redução da afluência de águas salinas, os custos destas intervenções serão, com base no primeiro critério referido, incluídos na solução "*nada fazer*", uma vez que tais intervenções seriam sempre justificáveis e necessárias do ponto de vista da melhoria do funcionamento da ETAR, independentemente da viabilização da reutilização.

O mesmo raciocínio expresso no parágrafo anterior será válido para as intervenções destinadas a melhorar a gestão de águas residuais pluviais em sistemas unitários e pseudo-separativos.

#### 5.8.2.6 Estimação dos custos atualizados específicos associados às medidas elegíveis

O custo atualizado específico de cada medida elegível, ou seja o custo total atualizado associado a uma redução líquida de emissões de GEE de um quilograma de emissões de GEE por ano, em euros/(kgCO2e/ano), no ano horizonte da meta de redução em análise, será obtido através da divisão do custo total atualizado dessa medida (estimado da forma descrita no item anterior) pela redução líquida de emissões proporcionada por essa mesma medida (nesse mesmo ano horizonte).

Este indicador permitirá uma comparação entre soluções elegíveis para atingir uma meta de redução de emissões de GEE em determinado ano horizonte, meta estabelecida de uma das três formas indicadas no item 5.8.2.2. Contudo, se a meta for estabelecida de outra forma, por exemplo da seguinte forma: limitar as emissões totais acumuladas de GEE de um sistema, no período desde o ano atual até ao ano horizonte de 2035 (por exemplo) a um valor total de 5000 tCO2e (por exemplo), o custo atualizado específico será obtido através da divisão do seu custo total atualizado pelo somatório das reduções anuais proporcionadas pela medida ao longo dos anos, até ao ano horizonte da meta em análise.

De salientar que o indicador em análise, calculado da primeira forma referida, não traduz o custo unitário da redução total de emissões que se verificará ao longo da vida útil da medida em análise. De facto, para estimar tal custo unitário, haveria que dividir o custo total atualizado da medida pelo valor do somatório das reduções proporcionadas pela medida ao longo do número de anos da sua vida útil, conduzindo a um custo bastante inferior.

### Medidas do tipo M1 – Melhorias de eficiência

Na sequência da realização da auditoria energética e processual realizada a cada ETAR serão identificadas oportunidades de melhoria, quer em termos da eficiência da utilização da energia, quer em termos dos procedimentos operativos adotados na exploração das instalações.

As melhorias de eficiência energética podem passar por intervenções nos equipamentos instalados e na sua forma de operação e manutenção. Ao nível da operação e gestão das instalações de tratamento existe um campo muito vasto de opções que foram descritas no capítulo 4 desta tese.

As oportunidades de melhoria de eficiência identificadas na auditoria deverão ser implementadas na totalidade, uma vez que elas constituem um todo ao qual corresponderá uma elevada eficiência de custos. Contudo, por eventuais limites ao investimento, elas poderão ser desdobradas em medidas M1A, M1B, …, etc.

As melhorias de eficiência terão custos atualizados específicos normalmente negativos, uma vez que correspondem a ganhos de eficiência energética.

### Medidas do tipo M2 – Valorização no solo de lamas de depuração

A valorização de lamas no solo poderá implicar algumas alterações na linha processual de tratamento de lamas, por forma a garantir a qualidade requerida para a sua aplicação, e a construção de uma instalação para armazenamento de lamas com capacidade, no mínimo, para três meses de produção. No capítulo 4 desta tese são propostas algumas orientações sobre as condicionantes e os tratamentos complementares a que poderá ser necessário submeter as lamas para garantir a sua estabilização e higienização aos níveis requeridos para a sua aplicação no solo.

Dados os custos muito elevados das soluções alternativas à valorização das lamas no solo, a implementação deste tipo de medidas terá, caso geral, um custo atual negativo e, assim, também um custo atual específico negativo.

### Medidas do tipo M3 – Melhorias nas linhas processuais de tratamento.

Cada ETAR será objeto de uma avaliação da sua linha processual de tratamento, tendo em vista a avaliação da possibilidade de reduzir as suas emissões a partir de uma remodelação processual. Esta remodelação poderá incidir na fase líquida, na fase sólida e na fase gasosa (desodorização).

As intervenções na fase líquida limitar-se-ão, na generalidade dos casos, a melhoramentos processuais que cabem dentro das medidas do tipo M1. De facto, as possibilidades de grandes intervenções na fase líquida para reduzir o consumo energético do tratamento das águas residuais limitam-se à substituição de processos aeróbios (normalmente bastante consumidores de energia no arejamento da biomassa) por processos anaeróbios, mas esta alteração teria impactos na linha de tratamento e custos que inviabilizam tal possibilidade, no caso de ETAR existentes. Alterações de sistemas de lamas ativadas (idade de lamas), de

baixa carga para média carga, ou para alta carga, quando possíveis, reduzirão o consumo energético, mas serão enquadradas nas medidas do tipo M1.

A linha de tratamento da fase sólida de uma ETAR pode apresentar algumas possibilidades de remodelação visando a redução das emissões de GEE da instalação. Na Figura 5.5 é apresentado um conjunto de 12 linhas processuais de tratamento da fase sólida, as quais, englobando os processos e operações unitários de tratamento mais utilizados, corresponderão a soluções de minimização de emissões no tratamento de lamas de uma ETAR.

Em cada ETAR será analisada a linha de tratamento de lamas existente, avaliada a viabilidade da sua remodelação para uma das 12 linhas de tratamento atrás listadas e estimadas as reduções potenciais de emissões de GEE proporcionadas. Isto sem prejuízo de outras linhas de tratamento que se revelem elegíveis, designadamente ao nível das soluções descentralizadas, e de outras soluções e tecnologias emergentes, a considerar à medida que vão dando provas.

Serão selecionadas, para análise, as linhas processuais alternativas mais próximas da linha existente e que, por isso, implicam menores intervenções de remodelação. Ter-se-ão também em conta os destinos potenciais das lamas, designadamente as possibilidade da sua valorização

Como tratamentos de higienização, a aplicar às lamas quando objeto de valorização, admitem-se três alternativas; a hidrólise térmica antes da digestão; a calagem avançada após a desidratação; e a secagem (térmica ou solar). Em relação às duas últimas linhas de tratamento apresentadas na Figura 5.5, em que pode não ser requerida a higienização das lamas, poderá ser avaliada a implementação da hidrólise térmica, se esta operação se revelar favorável, face à maior produção de gás e à redução de lamas produzidas que proporciona.

Como alternativas de valorização energética das lamas admitem-se, como soluções técnicas aplicáveis à realidade nacional (Béraud *et al.*, 2011):

a) A valorização conjunta com combustíveis derivados de resíduos (CDR);

b) A compostagem com afinação final para aumento da sicidade do produto final visando a utilização como combustível na indústria.

Na Figura 5.5 é proposta uma matriz de avaliação do custo específico atualizado das diferentes alternativas elegíveis para a remodelação da linha de tratamento (fase sólida) de uma ETAR, visando a redução das suas emissões de GEE.

Esta figura respeita a um determinado ano, correspondente a um horizonte temporal do cenário de redução de emissões em análise. Por exemplo, se se pretende analisar um cenário que contempla uma determinada meta de redução de emissões no ano horizonte 2015, os valores da tabela referir-se-ão ao ano 2015. Para cada uma das linhas processuais alternativas equacionadas, serão efetuadas as seguintes estimativas:

| Remodelação de linhas de tratamento e destino final de lamas Linhas processuais a analisar MEDIDAS DO TIPO M3 (Fase sólida) | Custos adicionais (1) | | | Emissões estimadas no horizonte temporal em análise após remodelação (ponto C) (2) | | | | | | Redução líquida de emissões segmento **AC** | | Custo total atualizado específico (euros/($kgCO_2$e/ano)) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | (kg $CO_2$ e/$m^3$) | | | | | (kg $CO_2$ e/ano) | (kg $CO_2$ e/$m^3$) | (kg $CO_2$ e/ano) | |
| | Investimento (euros) | Exploração (euros/ano) | Custo total atualizado (euros) | *scope* 1 (3) | *scope* 2 (3) | *scope* 3 (3) | Créditos | Emissões Totais (4) | Emissões Totais (4) | | | |
| ES + LS + VA | A | B | C | D | E | F | G | H | I | J = Q-H | K = R-I | L = C/K |
| ES + DS + CAAV + VA | | | | | | | | | | | | |
| ES + DA + DS + CAAV + VA | | | | | | | | | | | | |
| ES + HT + DA + DS + VA | | | | | | | | | | | | |
| ES + HT + DA + DS + SS + VA | | | | | | | | | | | | |
| ES + DA + CG + DS + CAAV + VA | | | | | | | | | | | | |
| ES + DA + CG + DS + SS + VA | | | | | | | | | | | | |
| ES + HT + DA + CG + DS + VA | | | | | | | | | | | | |
| ES + HT + DA + CG + DS + SS + VA | | | | | | | | | | | | |
| ES + HT + DA + CG + DS + ST + VA | | | | | | | | | | | | |
| ES + DA + CG + DS + SS + VE | | | | | | | | | | | | |
| ES + DA + CG + DS + ST + VE | | | | | | | | | | | | |



| Emissões sem tomada de medidas de redução | Emissões em Kg $CO_2$e/$m^3$ | | | | | Emissões em Kg$CO_2$e/ano |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | *Scope* 1 | *Scope* 2 | *Scope* 3 | Créditos | Emissões totais (4) | |
| no ano de referência da meta de redução em análise **(ponto B)** | M | N | O | P | Q | R |
| no ano do horizonte temporal da meta em análise **(ponto A)** | | | | | | |

ES - Espessamento; LS - Leitos de secagem; CAAV - Calagem avançada; HT- Hidrólise Térmica ou outro processo térmico; DA - Digestão anaeróbia; CG - Cogeração; DS - Desidratação; ST - Secagem térmica;
SS - Secagem solar; VA - Valorização agrícola; VE - Valorização energética

Notas:
(1) - Custos adicionais das intervenções de remodelação da linha processual existente (ou daquela que se exige por outras razões de qualidade/desempenho não relacionadas com a minimização de emissões) necessárias para atingir a linha em análise
(2) - Totais da linha após remodelação (operações e processos existentes + novos processos e operações contemplados na remodelação), incluindo emissões na fase de construção
(3) - Definição estabelecida na metodologia para contabilização de emissões acordada no Protocolo de Kioto
(4) - Não incluindo as emissões de origem biogénica

**Figura 5.5 - Matriz de avaliação de alternativas de remodelação de linhas de tratamento (fase sólida) e destino final de lamas, tendo em conta a redução de emissões de GEE**

- custos de investimento e exploração e custo total atualizado associados às intervenções necessárias para atingir a linha processual alternativa em análise (colunas A, B e C da Figura 5.5);

- avaliação das emissões associadas às instalações atuais (antes de qualquer medida), estimadas no ano de referência e no ano horizonte temporal da meta de redução de emissões em análise, em $kgCO_2e/m^3$ e em $kgCO_2e$/ano (colunas Q e R)

- emissões estimadas após as intervenções associadas a cada linha alternativa, incluindo as emissões associadas à construção e instalação dos equipamentos, expressas em $kgCO_2e/m^3$ de águas residuais tratadas, repartidas pelos *scopes* 1, 2 e 3 (colunas D a H) e emissões totais expressas em $kgCO_2e$/ano (coluna I) ;

- redução líquida de emissões, proporcionada pela linha alternativa de tratamento de lamas em análise, expressa em $kgCO_2e/m^3$ (coluna J) e em $kgCO_2e$/ano (coluna K);

- custo total atualizado específico associado a cada solução alternativa, em euros por cada $kgCO_2e$/ano de redução líquida de emissões (coluna L).

A estimativa de emissões será efetuada com base nos critérios e métodos descritos no apêndice I.

Os custos de investimento e exploração a considerar nas colunas A e B da Figura 5.5 são os custos associados às medidas avaliadas, considerados como adicional em relação à solução de manter as atuais instalações (solução "*nada fazer*" para reduzir emissões), cuja atualização, considerando determinado período de observação e uma determinada taxa, figurará na coluna C. Este custo resultará da atualização dos diferenciais, em termos de custos de investimento e de custos de exploração, entre a linha processual alternativa em análise e a atual linha processual. Os custos de intervenções que sejam necessárias independentemente da questão da redução de emissões, não deverão ser contabilizados nesta análise.

As emissões associadas às intervenções de construção civil e ao fabrico e montagem dos equipamentos (emissões incorporadas), necessárias para implementar as linhas processuais equacionadas, serão incluídas nos valores de emissões estimadas após remodelação (colunas D a I).

O valor da redução líquida de emissões proporcionada pela linha processual em análise (colunas J e K) será obtido por subtração entre os valores das colunas Q e H (redução em $kgCO_2e/m^3$) e das colunas R e I (redução em $kgCO_2e$/ano).

O custo específico atualizado (coluna L) resultará da divisão do custo total atualizado em euros (coluna C) pela poupança líquida de emissões em $kgCO_2e$/ano (coluna K).

**Medidas do tipo M4 – Implementação da reutilização de águas residuais**

A *Recomendação IRAR nº 2/2007 – Utilização de Águas Residuais Tratadas*, documento adiante designado Recomendação, e o *Guia Técnico Nº 14 - Reutilização de Águas Residuais,* pretendem incentivar a reutilização de águas residuais tratadas, atribuindo às entidades gestoras a obrigação de avaliar as potencialidades da reutilização das águas residuais

produzidas nas suas ETAR e definindo um conjunto de orientações de carácter genérico relativas a projetos de reutilização.
Estabelece ainda esta recomendação duas orientações importantes: a prestação deste serviço de fornecimento de águas residuais tratadas para reutilização não é obrigatória para as entidades gestoras (ponto 7.1 da Recomendação); e os custos tidos com a utilização de águas residuais não devem onerar a atividade de saneamento (ponto 6.1 da Recomendação). Os projetos de reutilização deverão, por isso, e de acordo com o ponto 1 da Recomendação, ter por base um adequado estudo técnico, económico, ambiental e social, dando atenção à procura potencial, para assegurar a sua sustentabilidade económica e financeira. Este estudo conduzirá, necessariamente dada a premissa de os custos tidos com a reutilização não afetarem os custos do saneamento, a um custo total atualizado nulo ou negativo.

**Medidas do tipo M5 – Utilização de fontes renováveis de energia**

Neste tipo de medidas inclui-se o aproveitamento das energias renováveis, eólica e solar, uma vez que o aproveitamento da energia contida nas águas residuais, designadamente a valorização do biogás e a valorização energética das lamas, será incluído nos tipos de medidas M1 e, ou M3. O aproveitamento da energia física (potencial ou cinética) incorporada nas águas residuais, afluentes ou efluentes de uma ETAR, poderá ser considerado como medida do tipo M5.

#### 5.8.2.7 Seleção de medidas e ações

Dispondo-se de um conjunto de medidas e ações elegíveis em cada uma das ETAR geridas por uma entidade gestora, sendo conhecidas as estimativas dos custos associados a cada medida/ação, expressos em termos de custo específico total atualizado, e confrontando-se uma meta de redução global de emissões no conjunto de ETAR, a questão seguinte será a determinação do conjunto de medidas a adotar para atingir essa meta. A seleção das medidas assentará, essencialmente, em dois critérios. O primeiro tem a ver com o cumprimento de eventuais planos, programas ou legislação de âmbito nacional ou comunitário que fixem determinadas metas para determinadas ações e medidas. Estão incluídas neste caso:

- metas de redução da deposição em aterro de resíduos biodegradáveis (em que se incluem as lamas de depuração);
- planos e metas para potenciar a reutilização de águas residuais e a valorização de lamas;
- metas de eficiência energética e de utilização de energias renováveis no sector das águas

O segundo critério será um critério essencialmente económico, traduzindo-se na priorização das medidas e ações com melhor eficácia de custo, por forma a permitir atingir as metas de redução de emissões com os menores custos, obtendo-se assim a solução mais custo-eficaz.

A aplicação do primeiro critério é direta, uma vez que as metas definidas naqueles planos e programas implicam a implementação das correspondentes medidas para os atingir (medidas do tipo M0).

Para aplicação do segundo critério, a metodologia proposta contempla a construção das matrizes A, B, C e D apresentadas, para um exemplo hipotético, na Tabela 5.6. Esta tabela é destinada apenas a ilustrar a descrição da metodologia proposta, não tendo qualquer relação com um caso real.

A matriz A refere-se aos consumos energéticos. Na matriz B, os valores hipotéticos de redução líquida de emissões seriam, num caso real, estimados seguindo a metodologia atrás descrita. O elemento B*ij* corresponderá à redução líquida de emissões proporcionada pela medida tipo *j*, na ETAR *i*.

Da mesma forma, na matriz C, o elemento *Cij* será o custo total atualizado da medida tipo *j* para a ETAR *i*. O elemento *Dij* da matriz será o custo específico atualizado da medida tipo *j* para a ETAR *i*.

O roteiro das medidas/ações a implementar em cada ETAR será definido de forma a, sequencialmente, e até se atingir o valor de redução de emissões requerida pelo cenário em análise para o ano horizonte temporal em avaliação, se irem priorizando as medidas/ações que apresentam o menor custo específico.

Esta seriação está apresentada na Tabela 5.7, elaborada para o exemplo hipotético em análise (que engloba três ETAR hipotéticas A, B e C).

Na primeira coluna estão identificados os tipos de medidas elegíveis em cada ETAR, ordenadas por ordem crescente dos correspondentes custos atualizados específicos (a designação C1 corresponde às medidas do tipo M1 na ETAR C). Na segunda coluna estão apresentados os custos atualizados específicos de redução associados a cada tipo de medidas. Na terceira e quarta colunas estão apresentadas as reduções líquidas de emissões proporcionadas por cada tipo de medida para as várias ETAR, apresentando a quarta coluna os valores acumulados, o que permite avaliar diretamente se o valor somatório global de redução satisfaz a meta requerida para o horizonte temporal em análise.

Nas duas últimas colunas figuram os valores dos custos totais atualizados associados aos diferentes tipos de medidas elegíveis. Desta forma obter-se-á o conjunto de ETAR a intervencionar, e as medidas a adotar em cada uma delas, que permitirão atingir a meta de redução de emissões de GEE, ao custo total atualizado mínimo, obtendo-se, assim, a solução mais custo eficaz.

Se o somatório das reduções de todas as medidas não atingir o valor requerido pela meta de redução em análise, haverá que avaliar a possibilidade de implementar medidas adicionais, ao nível dos tipos de medidas M3 e M5, uma vez que as restantes estarão balizadas pelas especificidades próprias de cada ETAR.

**Tabela 5.6 - Matrizes A, B, C e D para avaliação de medidas e ações num determinado horizonte temporal H1 (hipotético conjunto de 3 ETAR)**

| Matriz A – Redução de consumos energéticos (valores em kWh/ano) | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MEDIDA ► ETAR▼ | TIPO M0 | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3 | TIPO M3A | TIPO M4 | TIPO M5 |
| A | -250000 | 300000 | - | 70000 | - | -25000 | 150000 |
| B | -125000 | 150000 | - | 50000 | - | -17000 | 100000 |
| C | -75000 | 700000 | - | 150000 | - | -55000 | 300000 |
| Nota: Os valores de reduções apresentados são meramente hipotéticos. | | | | | | | |

| Matriz B– Redução líquida de emissões de GEE (valores em $tCO_2e$/ano) | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MEDIDA ► ETAR▼ | TIPO M0 | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3 | TIPO M3A | TIPO M4 | TIPO M5 |
| A | 4928 | 19710 | 19710 | 9855 | - | 4928 | 24638 |
| B | 2463 | 5749 | - | 2454 | 4106 | 2454 | 9034 |
| C | 32850 | 49275 | 82125 | 16425 | 32850 | 16425 | 96550 |
| Nota: As medidas 3A, 3B, 3C …são alternativas. As restantes são cumulativas<br>Os valores de reduções apresentados são meramente hipotéticos | | | | | | | |

| Matriz C – Custo total atualizado das medidas (euro) | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MEDIDA ► ETAR▼ | TIPO M0 | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3 | TIPO M3A | TIPO M4 | TIPO M5 |
| A | 337500 | - 1575000 | 900000 | 765000 | - | 540000 | 2205000 |
| B | 90000 | - 420000 | - | 165000 | 270000 | 135000 | 825000 |
| C | 975000 | - 3000000 | 1200000 | 1500000 | 1575000 | 1200000 | 7500000 |

| Matriz D – Custos específicos de redução líquida de emissões de GEE (valores em Euro/ ($tCO_2e$/ano))[5] | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| MEDIDA ► ETAR▼ | TIPO M0 | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3 | TIPO M3A | TIPO M4 | TIPO M5 |
| A | 68,49 | -79,91 | 45,66 | 77,63 | - | 109,59 | 89,5 |
| B | 36,53 | -73,06 | - | 66,97 | 65,75 | 54,79 | 91,32 |
| C | 29,68 | -60,88 | 14,61 | 91,32 | 47,95 | 73,06 | 76,10 |
| Nota: Os valores de reduções e custos específicos apresentados são meramente hipotéticos | | | | | | | |

Se, por hipótese e considerando o exemplo hipotético em análise, se pretender uma redução anual de emissões de 250 $tCO_2e$, no horizonte temporal em análise, deverão ser implementadas as medidas listadas na primeira coluna da Tabela 5.7 até à medida M3A na ETAR C (linha $C_{3A}$ da Tabela 5.7) . O custo total atualizado do conjunto de medidas seria de 82500 euros

[5] O valor deste indicador, em $tCO_2e$/ano, não traduz o custo unitário de redução de emissões em euros/$tCO_2e$. Para avaliar este custo unitário haveria que dividir o custo total atualizado da medida pelo somatório das reduções de emissões proporcionadas pela medida ao longo do seu período de vida útil. O valor então obtido seria da ordem de 30 a 40 vezes inferior ao do indicador em análise.

**Tabela 5.7 -Seriação e seleção de medidas num sistema hipotético englobando três ETAR (A, B e C)**

| MEDIDAS | Custo específico (Euros/(Kg$CO_2$e/ano)) | Redução líquida de emissões (Kg$CO_2$e/ano) | Redução líquida acumulada (Kg$CO_2$e/ano) | Custo atualizado (Euros) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | Parcial | Acumulado |
| $A_0 + B_0 + C_0$ | | 40241 | 40241 | 1402500 | 1402500 |
| $A_1$ | -79,91 | 19710 | 59951 | -1575000 | -172500 |
| $B_1$ | -73,06 | 5749 | 65700 | -420000 | -592500 |
| $C_1$ | -60,88 | 49275 | 114975 | -3000000 | -3592500 |
| $C_2$ | 14,61 | 82125 | 197100 | 1200000 | -2392500 |
| $A_2$ | 45,66 | 19710 | 216810 | 900000 | -1492500 |
| $C_{3A}$ | 47,95 | 32850 | 249660 | 1575000 | 82500 |
| $B_4$ | 54,79 | 2464 | 252124 | 135000 | 217500 |
| $B_{3A}$ | 65,75 | 4106 | 256230 | 270000 | 487500 |
| $C_4$ | 73,06 | 16425 | 272655 | 1200000 | 1687500 |
| $C_5$ | 76,10 | 98550 | 371205 | 7500000 | 9187500 |
| $A_3$ | 77,63 | 9855 | 381060 | 765000 | 9952500 |
| $A_5$ | 89,50 | 24638 | 405698 | 2205000 | 12157500 |
| $B_5$ | 91,32 | 9034 | 414731 | 825000 | 12982500 |
| $A_4$ | 109,59 | 4928 | 419659 | 540000 | 13522500 |

Admitindo atualizações com base num período de observação de 30 anos e numa taxa de desconto do tempo de 2% (fator de 22,84), e admitindo que o conjunto de ETAR trata anualmente um caudal (hipoteticamente constante ao longo dos anos) de $3,8x10^6$ $m^3$, os custos associados a esta redução agravarão o custo do tratamento de águas residuais em[6] 0,001 euros/$m^3$. Se se pretendesse uma redução anual, no mesmo horizonte, de 400 t$CO_2$e, em vez de 250 t$CO_2$e, a mesma formulação conduziria a uma acréscimo de custo do tratamento de águas residuais de[7] 0,14 euros/$m^3$, valor que se afiguraria, muito provavelmente, insustentável do ponto de vista socioeconómico.

No caso do cenário de redução de emissões contemplar mais de um horizonte temporal, será construída um segundo conjunto de matrizes para o segundo horizonte temporal H2. Numa primeira iteração será mantido o mesmo conjunto de medidas/ações selecionado para o horizonte H1 e avaliar-se-á se o mesmo é suficiente para atingir a meta de redução estabelecida para o horizonte H2. A matriz B será diferente da anterior, uma vez que, embora mantendo o mesmo conjunto de ações, as emissões serão diferentes, uma vez que os caudais no horizonte H2 serão diferentes. As matrizes C e D variarão também, uma vez que os volumes anuais de águas residuais tratadas também serão diferentes.

Se o mesmo conjunto de medidas selecionado para o horizonte H1 não for suficiente para atingir a meta relativa ao horizonte H2, será necessário avaliar novas medidas e definir um conjunto novo de medidas elegíveis adicionais às selecionadas para o horizonte H1. Na seleção destas medidas deverão ser priorizadas as mais custo-eficazes. Será construído um segundo conjunto de matrizes e adotar-se-á a mesma metodologia descrita para o horizonte H1 para a seleção das medidas necessárias para atingir a meta correspondente ao horizonte H2.

Salienta-se que, como já foi referido, o caso hipotético analisado é meramente exemplificativo, não tendo os valores apresentados qualquer correspondência com uma realidade. No capítulo 6 desta tese são apresentados os resultados da aplicação da ferramenta proposta a um caso de estudo envolvendo um conjunto de 3 ETAR em funcionamento na região do Algarve.

---

[6] $0,001=82500/(22,84x3,8x10^6)$

[7] $0,14=12157500/(22,84x3,8x10^6)$

#### 5.8.2.8 Análise de novas ETAR a construir

O cumprimento dos planos estratégicos de saneamento, designadamente a satisfação de metas de atendimento das populações com drenagem e tratamento de águas residuais, pode implicar a construção de novas ETAR. A análise e abordagem das medidas mitigadoras para estas novas ETAR será semelhante à proposta para as ETAR existentes, propondo-se o seguinte conjunto de adaptações:

- a solução "*baseline",* correspondente à solução "*nada fazer*", será a conceção mais favorável, do ponto de vista técnico, económico e ambiental, sem ter em conta a necessidade de redução de emissões, correspondendo-lhe a solução de referência em termos de custos de investimento e exploração e em termos de emissões de GEE;

- eventuais conceções alternativas minimizadoras de emissões serão analisadas de forma semelhante à proposta para a análise de medidas de minimização em ETAR existentes, com os seus custos adicionais de investimento e de exploração, adicionais em relação à solução "*nada fazer*", que se traduzem num custo total atualizado, e com as suas poupanças de emissões, podendo calcular-se de modo semelhante os valores para as matrizes da Tabela 5.6.

De realçar que as novas ETAR em Portugal se destinarão, fundamentalmente, a servir pequenos aglomerados populacionais (os que não estão ainda servidos), sendo por isso de reduzida dimensão e adequadas para a utilização de soluções descentralizadas, de baixo consumo energético e de emissões de GEE mínimas.

### 5.8.3 Cronograma de custos de investimentos e de exploração

O passo anterior do roteiro incidiu na seleção de conjunto de medidas/ações, a implementar no conjunto de ETAR geridas pela entidade gestora, capaz de garantir o alcance das metas de redução de emissões admitidas, ao mais baixo custo. Nos casos em que o cenário prevê metas para mais de um horizonte temporal, o roteiro permite a definição dos conjuntos de medidas que, complementarmente, garantirão a satisfação das metas nos horizontes definidos.

A questão que agora se coloca será a localização, no tempo, da implementação dessas medidas e dos correspondentes investimentos, isto é, a elaboração do cronograma de investimentos.

Na elaboração do cronograma de investimento deverá atender-se aos seguintes princípios essenciais:

a) as intervenções a efetuar têm de estar implementadas e a produzir resultados antes das datas correspondente aos horizontes temporais das metas cujo alcance ditou a sua necessidade;

b) as disponibilidades de financiamento das intervenções têm necessariamente de ser consideradas;

c) as intervenções serão calendarizadas por forma a conseguir a maior rentabilidade dos investimentos, ou dito de outra maneira, o menor impacto sobre as tarifas a pagar pelas populações.

O cronograma de custos permitirá uma revisão/verificação final do cálculo do custo total atualizado associado ao conjunto de medidas selecionado, obtido na matriz de seriação/seleção das medidas equacionáveis. Conjuntamente com as curva de evolução do caudal total a tratar no conjunto de ETAR, este valor permitirá a avaliação do impacto destes custos no tratamento, referido, por exemplo, ao metro cúbico de águas residuais tratadas.

### 5.8.4 Avaliação socioeconómica

As entidades gestoras dos serviços de água confrontar-se-ão com necessidades de investimentos a dois níveis: ao nível das intervenções necessárias para o cumprimento das metas definidas na DQA e em outra legislação pertinente; e ao nível da implementação das soluções para reduzir as emissões de GEE. Como agravante, o cumprimento das metas estabelecidas na DQA conduz, por si só, a um crescimento das emissões associadas às atividades do sector, principalmente as associadas ao tratamento de águas residuais.

A tendência para uma progressiva descarbonização da produção da energia elétrica será acompanhada, gradualmente, por uma subida do preço da energia consumida nas instalações de tratamento. Por outro lado aquela descarbonização traduzir-se-á, por si só, numa contribuição para a redução de emissões, permitindo eventualmente reduzir a extensão das medidas mitigadoras necessárias. Neste contexto, é essencial que o conjunto de medidas a selecionar para fazer face a um determinado cenário de redução de emissões resulte de uma análise global e abrangente visando o alcance dos objetivos de mitigação de emissões ao mais baixo custo.

De salientar que deverão ser sempre privilegiadas as soluções de "*não arrependimento*", ou seja aquelas com a mínima probabilidade de mais tarde virem a ser identificadas como soluções desadequadas face a uma evolução real diferente da prevista à data da decisão. Neste sentido devem claramente ser privilegiadas, no ordenamento temporal das medidas/ações, as dos tipos M1 e M2, uma vez que se traduzem em benefícios estruturais, apresentando, em alguns casos, custos que se recuperam muito rapidamente.

Será avaliado o impacto social dos custos associados ao cronograma de investimento e dos custos de exploração do conjunto de medidas/ações selecionado, através da avaliação dos impactos de tais custos nos valores das tarifas a pagar pelas populações. Esta avaliação fornecerá à entidade gestora a informação necessária para a sua participação em iniciativas "*roadmapping*" visando a mitigação das alterações climáticas, pois permitirá uma confrontação de eventuais metas de redução de emissões com os decorrentes custos e impactos sociais associados e, assim, uma avaliação mais realista da viabilidade dessas metas.

## 5.9 Formação , comunicação e sensibilização

### 5.9.1 Considerações gerais

De acordo com as conclusões de estudos referenciados em EA (2008), as atividades produtivas associadas ao ciclo urbano da água (tratamento e distribuição de águas de consumo e drenagem e tratamento de águas residuais) representam apenas cerca de 11% do total de emissões associadas ao ciclo urbano da água. Esta reduzida quota-parte das emissões associadas às atividades intrínsecas da indústria da água evidencia a necessidade de, em paralelo com a adoção de orientações e medidas para a redução de emissões produtivas nesta indústria, que incidirão apenas naquela quota-parte de 11%, serem desenvolvidas campanhas de informação/formação dos consumidores para a utilização racional e responsável da água e da energia, visando uma redução equilibrada e sustentada das emissões globais associadas ao ciclo urbano da água.

A viabilidade e a eficiência das medidas e ações que uma entidade gestora poderá adotar para minimizar as emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais dependerá de um conjunto de condições exteriores, muitas não controladas ou não dependentes da vontade dessa entidade gestora, e que se traduzem, essencialmente, nas características quantitativas e qualitativas das águas residuais afluentes às ETAR.

A eficiência processual e os consumos energéticos de uma ETAR podem ser significativamente afetados pelas características das águas residuais afluentes, por diferentes vias:

a) por uma excessiva variabilidade das águas residuais afluentes, com picos elevados de caudais e cargas, sobretudo em período de chuva;

b) pela presença de materiais inertes nas águas residuais que podem perturbar o funcionamento hidráulico das instalações.

c) pela presença de determinados poluentes cuja eliminação implica a adoção de processos de tratamento muito consumidores de energia e de materiais;

d) pela presença de elementos e substâncias tóxicas para os processos biológicos de tratamento na ETAR, que provocam perdas de eficiência e aumentos dos consumos de energia.

A valorização agrícola e florestal de lamas e a reutilização de águas residuais tratadas apresentam importantes vantagens ambientais e são duas medidas de grande eficácia na redução das emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais. Contudo, para que estas vantagens ambientais sejam efetivas é necessário atender a determinadas condições, de que se destaca a qualidade das lamas a valorizar e a qualidade das águas residuais a reutilizar. Determinados poluentes não são elimináveis nos processos normalmente adotados nas ETAR e outros, na melhor das hipóteses, são simplesmente transferidos da fase líquida para as lamas, pelo que o controlo da qualidade das águas residuais afluentes às ETAR, sobretudo no que respeita às concentrações de metais pesados e substâncias tóxicas, assume uma importância determinante.

Os fatores de que depende a qualidade das águas residuais afluentes à ETAR associam-se ao comportamento e ao desempenho dos seguintes atores:

a) dos consumidores de água e dos utilizadores dos serviços de drenagem de águas residuais, sejam eles os cidadãos individuais, os utilizadores industriais, ou os utilizadores institucionais;

b) das entidades legisladoras, na medida em que poderão emitir legislação no domínio do uso da água e da utilização das infraestruturas de drenagem e tratamento de águas residuais;

c) das entidades públicas que têm a seu cargo a definição e implementação de políticas no domínio dos recursos e do ordenamento do território;

d) da entidade reguladora do setor.

A participação proactiva das entidades gestoras dos serviços de águas nas iniciativas ”*roadmapping*” lançadas e coordenadas pelas entidades estatais não poderá deixar de incluir a sensibilização daqueles atores para a necessidade da adoção das políticas que, para além de uma influência direta nas emissões de GEE no tratamento de águas residuais, serão determinantes para a viabilidade e para a eficácia das medidas de mitigação. Esta linha de atuação será decisiva, também, para a melhoria da resiliência dos serviços de águas face às consequências das alterações climáticas.

O sucesso de uma campanha de informação/formação/sensibilização dependerá muito da recetividade do público a quem é dirigida. Foi desenvolvido um estudo, a nível nacional (Schmidt *et al.*, 2011), cujas conclusões evidenciam o interesse crescente da população nacional pelos problemas ambientais e a forma positiva como o investimento na cultura cívica ambiental pode contribuir para a mobilização e confiança e para a participação dos cidadãos nacionais na resolução dos problemas ambientais. De facto, as conclusões daquele estudo apontam para:

- uma dinâmica de crescimento da preocupação dos cidadãos nacionais com as questões ambientais;
- uma capacidade de empenho, através de ações de âmbito local (mais do que de uma participação cívica organizada);
- uma confiança nas instituições protetoras do Estado.

Como sinais de mudança, aquele estudo regista a emergência de grupos com maior capacidade de intervenção e menos céticos em relação à bondade e eficácia da participação e identifica a grande importância do potencial de mobilização informal das redes sociais.

Em relação ao funcionamento institucional das instâncias de governo, verifica-se a existência de um grande número de instrumentos ligando transversalmente as diferentes instituições (planos nacionais, estratégias nacionais, planos regionais, planos municipais) que promovem a participação e cooperação entre as diferentes instituições, criando condições e oportunidades para as entidades gestoras dos serviços de águas poderem passar a sua mensagem nos fóruns de participação e de discussão daqueles instrumentos.

Em face do exposto, considera-se o atual contexto favorável para o desenvolvimento, pelas entidades gestoras dos serviços de águas, das seguintes atividades essenciais:

- informação, formação e sensibilização dos consumidores e da população para a necessidade do uso racional da água e da utilização responsável das instalações de drenagem de águas residuais;

- sensibilização dos decisores políticos para a necessidade de adoção de políticas que visem a preservação da água e de políticas de ordenamento territorial e de construção urbana que propiciem condições para um bom funcionamento dos sistemas de drenagem de águas residuais e para o aumento da sua resiliência às consequências das alterações climáticas.

#### 5.9.2 Formação do pessoal

A formação e o envolvimento de todo o pessoal no desenvolvimento do roteiro são condições determinantes do êxito das ações e medidas para a redução dos consumos energéticos e das emissões de GEE e deverá ser garantida logo no arranque do processo. A equipa selecionada para coordenar a implementação do roteiro deverá procurar envolver todo o pessoal da empresa, para que o roteiro e as medidas e ações que dele forem resultando sejam de todos e não da equipa coordenadora, ou do seu coordenador. Esta será mesmo a chave essencial para o sucesso (USEPA, 2008). O envolvimento e a formação do pessoal deverá começar logo nas fases iniciais do roteiro, de preparação da informação de base e de preparação e realização das auditorias energéticas e processuais às instalações.

A otimização energética de uma instalação de tratamento de águas residuais não é apenas uma questão de utilização das melhores soluções técnicas e das melhores tecnologias disponíveis, pois as atitudes e comportamentos do pessoal de exploração e manutenção das instalações desempenham também um papel determinante (Crawford, 2010).

A implementação de programas internos de formação para a eficiência energética e para a eficiência processual, complementando os programas de formação existentes, será uma das componentes principais do roteiro. A redução das emissões envolve medidas e ações aos diferentes níveis de decisão e atuação, desde a conceção até à operação das diferentes instalações, pelo que estas ações de formação do pessoal deverão contemplar todas as competências profissionais.

O *EPD Guidance Document - Water Conservation Education Programs*, elaborado pela *Georgia Environmental Protection Division*, sugere, para efeito da informação e sensibilização para a conservação da água, três programas de formação e informação: um destinado a funcionários das empresas prestadoras dos serviços de águas; um segundo destinado ao público; e um terceiro destinado às escolas de educação. Relativamente aos funcionários, é proposto o seguinte conjunto de recomendações (GEPD, 2007):

a) incorporação de medidas e cuidados de conservação da água nos procedimentos operativos internos, administrativos e técnicos;

b) implementação de um programa de auditorias internas periódicas para verificação do cumprimento e da eficiência das ações e medidas;

c) distribuição de materiais didáticos e informativos e desenvolvimento de programas de formação e treino do pessoal, incidindo especificamente nas medidas e procedimentos para a conservação da água e da energia.

As medidas e ações para mitigação das emissões, definidas no âmbito do roteiro, envolverão modificações na forma de gerir e de explorar os diferentes sistemas e instalações da entidade gestora, pelo que será necessário adaptar os procedimentos de gestão e os procedimentos operativos e preparar o pessoal de operação para essas alterações.

### 5.9.3 Comunicação e Sensibilização dos consumidores

#### 5.9.3.1 Infraestruturas e redes de informação a mobilizar

Vários autores consideram que a pesquisa em educação e comunicação no domínio das alterações climáticas se deverá tornar uma prioridade (WOE, 2004; Stone, 2005; Semenza *et al.*, 2008; Pruneau *et al.*, 2008; ADWR, 2009 e Pruneau *et al.*, 2010).

As questões essenciais para uma comunicação eficaz, neste domínio da mitigação e adaptação às alterações climáticas, são os seguintes (Moser, 2010):

- Qual o âmbito e quais os objetivos da campanha de comunicação?
- A que audiência se destina a informação (população em geral, consumidores, determinado nicho de consumidores, sector industrial, municípios, entidades públicas de educação, decisores políticos)?
- Qual a melhor forma de transmitir a mensagem (palavras, metáforas, imagens, sons)?
- Quais as mensagens a transmitir e que conteúdos informativos são mais eficazes para a transmissão dessas mensagens?
- Quais os mensageiros (diretamente as entidades gestoras quando a sua relação é direta com os consumidores, ou via entidades municipais, quando são estas que se relacionam com os consumidores)?
- Quais os meios de difusão das mensagens?
- Como avaliar se as mensagens estão a ser bem transmitidas e recebidas e se têm o efeito desejado?

Um bom programa de comunicação, a desenvolver por uma entidade gestora de serviços de águas, deverá enquadrar as respostas a estas questões.

Vários estudos têm revelado que consumidores que receberam informação e formação no domínio da conservação da água reduziram os seus consumos de água em mais de 20% (ADWR, 2009), o que indicia bem a importância destas campanhas de informação/formação. A ADWR (*Arizona Department of Water Ressources*) considera como elementos essenciais para a conservação da água o fornecimento aos consumidores de informação sobre a necessidade e as vantagens do uso eficiente da água (através de informação disponibilizada, por exemplo, nas faturas) e sobre as formas como podem ser reduzidos os consumos. A informação deverá também ser disseminada através do "*website*" da empresa fornecedora de água e através de jornal publicado pela empresa e enviado periodicamente aos consumidores.

Ainda de acordo com a ADWR, deverá ser dada a possibilidade aos consumidores de "*download*" da documentação informativa sobre utilização racional da água.

#### 5.9.3.2 Informação e formação para a cidadania na utilização racional da água

Existem muitas referências bibliográficas sobre a necessidade e as metodologias de implementação de programas de formação para a conservação da água e para a cidadania na utilização deste bem escasso.

No programa da *EPD Guidance Document - Water Conservation Education Programs* é proposto, no âmbito do relacionamento com o público, o seguinte conjunto de oito ferramentas essenciais para um plano de sensibilização dos consumidores e da população em geral para a conservação da água (GEPD, 2007):

a) criação de uma equipa local ou regional para implementação do plano;

b) criação de uma página eletrónica informativa e formativa de forma interativa;

c) utilização das faturas de água como primeiro meio de transmissão de informação e de formação, evidenciando de forma gráfica os consumos verificados e a sua evolução temporal e as possibilidades de poupança de água e seus impactos no valor da fatura a pagar;

d) desenvolvimento de campanhas periódicas de apelo à substituição de equipamentos mais antigos e gastadores de água por outros mais eficientes, como é o caso de autoclismos (cerca de 25 a 30% da água consumida em usos domésticos corresponde á utilização de autoclismos) e de máquinas de lavar roupa e louça;

e) elaboração e distribuição de brochuras educacionais;

f) promoção da criação de organizações cívicas relacionadas com a utilização e conservação da água;

g) organização e promoção da realização de eventos como apresentações, feiras e "*workshops*" relacionados com a conservação da água;

h) utilização dos meios de comunicação social para divulgação das mensagens.

Os programas escolares deverão, de acordo com o mesmo programa atrás referido, enfatizar a importância da adoção de medidas de poupança da água em casa, na escola e na comunidade em geral. São propostas as seguintes ações, no âmbito da educação:

1 - formação de partenariados com instituições públicas e privadas de educação no sentido da definição e implementação de programas educativos para a conservação da água;

2 - implementação de programas de formação para professores;

3 - desenvolvimento de programas práticos, diferenciados para as idades e níveis escolares dos alunos;

4 - implementação de programas escolares.

O Guia da Eficiência Energética, desenvolvido no âmbito do Plano Nacional de Ação para a Eficiência Energética, define um conjunto de medidas de poupança de energia, nas quais se incluem algumas relacionadas com a utilização da água, sendo interessante a sua divulgação junto dos consumidores.

Numa iniciativa ”*roadmapping*” desenvolvida pela WERF, foi considerada como necessidade de elevada prioridade a informação dos consumidores, no sentido de alterar a imagem que estes têm dos serviços de tratamento de águas residuais, vistos atualmente como vulgares poluidores, para uma nova imagem de prestadores de um serviço de proteção ambiental e de produtores de águas residuais tratadas com um forte potencial de utilização em usos compatíveis (Crawford, 2010).

#### 5.9.3.3 Informação e formação para a utilização dos sistemas de drenagem de águas residuais

De acordo com as orientações da USEPA, a poluição associada às águas residuais pluviais e a necessidade da sua prevenção devem ser objeto de atenção por parte dos responsáveis pelas políticas ambientais, assumindo a informação/educação e a participação dos cidadãos um papel determinante neste domínio. A educação deverá começar logo nos anos iniciais do ensino escolar, informando sobre os problemas e as consequências ambientais da poluição associada às águas da chuva que são descarregadas para o ambiente sempre que os coletores e sarjetas não têm capacidade de vazão, ou funcionam deficientemente.
A OFWAT, entidade reguladora dos serviços de águas em Inglaterra e País de Gales, criou um brochura (OFWAT, 2009) para informar as populações sobre as razões da existência ou a necessidade da aplicação, pelas entidades gestoras dos serviços de águas, de uma taxa sobre as águas pluviais. Nesta brochura são também explicitadas as metodologias de cálculo dessa taxa e são descritas as medidas que cada utilizador deve adotar no sentido de reduzir as suas áreas impermeabilizadas e, assim, reduzir também o valor da sua taxa. A OFWAT aproveita esta brochura para divulgar outros meios de informação disponíveis para os utilizadores.

### 5.9.4 Comunicação e Sensibilização das entidades legisladoras e reguladoras

#### 5.9.4.1 Municípios

As entidades gestoras alertarão os municípios para a necessidade de adoção de medidas adequadas, no âmbito das suas competências, ao nível do ordenamento do território e da legislação de descarga de águas residuais nos coletores públicos, tendo em vista a preservação do ambiente e da qualidade da água e a salvaguarda das condições para o bom funcionamento das redes de drenagem de águas residuais e das ETAR.
Nos casos em que não existem regulamentos municipais de descarga nos coletores públicos, as entidades gestoras poderão sensibilizar os municípios para a necessidade destes instrumentos e disponibilizar-se para a participação na elaboração dos respetivos documentos, designadamente ao nível da definição dos limites máximos das concentrações em metais pesados e substâncias tóxicas para os processos biológicos de tratamento de águas residuais.
Em muitos casos, as entidades gestoras de serviços de águas têm à sua responsabilidade a gestão dos serviços e infraestruturas em alta, sendo a gestão das infraestruturas em baixa da

responsabilidade dos municípios ou de entidades municipais. Nestes casos, uma boa comunicação com os municípios (os clientes da entidade gestora) e uma gestão concertada das infraestruturas na interface entre a alta e a baixa são condições determinantes para a eficácia das medidas e ações para a redução de emissões de GEE no tratamento das águas residuais e para o aumento da resiliência dos sistemas de drenagem e tratamento de águas residuais, sendo de destacar a importância das seguintes linhas de orientação:

a) gestão e controlo da afluência de águas pluviais e de infiltração aos sistemas de drenagem de águas residuais urbanas, envolvendo atuações ao nível do ordenamento do território, dos regulamentos municipais, da gestão de redes e infraestruturas e dos procedimentos operacionais de exploração;

b) controlo e minimização da intrusão de águas salinas nas redes de drenagem e transporte de águas residuais urbanas, em zonas marginais de cotas baixas, envolvendo atuações essencialmente ao nível da verificação e correção dos dispositivos de descarga de recurso de sistemas elevatórios;

c) controlo das condições de septicidade das águas residuais em sistemas envolvendo grandes distâncias de transporte de águas residuais, onde a formação e libertação de sulfureto de hidrogénio pode ter impactes muito negativos ao nível da libertação de odores, da afetação das estruturas, da segurança do pessoal e da afetação dos processos biológicos de tratamento na ETAR.

As entidades gestoras poderão alertar os municípios para as vantagens da divulgação do Guia da Eficiência Energética.

#### 5.9.4.2 Entidades gestoras de zonas industriais ou ALE (Áreas de Localização Empresarial)

Nas zonas industriais e nas áreas de localização empresarial localizam-se normalmente unidades industriais grandes consumidoras de água e produtoras de efluentes industriais cuja admissão nos sistemas públicos de drenagem e tratamento de águas residuais requer alguns cuidados.

Por esta razão, a comunicação com as entidades responsáveis pela gestão destas áreas reveste-se de grande importância. A fiscalização do cumprimento dos regulamentos municipais de descarga não será, caso geral, da competência das entidades gestoras pelo que a sua atuação neste domínio se limitará à consciencialização dos municípios para a necessidade da implementação de regulamentos de descarga e da fiscalização eficaz do seu cumprimento.

As entidades gestoras poderão desempenhar um papel informativo, junto das entidades responsáveis pela gestão de zonas industriais e de ALE, em coordenação com os municípios, no sentido da consciencialização destas entidades para as vantagens da adoção das seguintes práticas internas:

a) implementação de mecanismos de auto controlo da qualidade das águas residuais à saída da unidade de pré-tratamento das águas residuais industriais geradas na ALE, tendo em

vista a monitorização da sua qualidade e a verificação da sua conformidade com o quadro de qualidade definido no regulamento de descarga;

b) segregação de efluentes no interior da ALE, separando efluentes domésticos (ou equiparáveis em termos de biodegradabilidade) de efluentes industriais e, dentro deste ultimo tipo, separando os que contenham metais pesados acima de determinada concentração, com implantação de redes separadas até à ETAR industrial (no caso dos efluentes industriais) ou até à descarga no coletor municipal (no caso dos efluentes domésticos ou equiparáveis);

c) adoção, na ETAR industrial da ALE, de linhas de tratamento diversificadas para as diferentes qualidades de efluentes industriais segregados;

d) implementação de normas e regulamentos internos, a satisfazer pelas diferentes unidades industriais instaladas, no que concerne a:

d1) qualidade das águas residuais lançadas nas redes internas da ALE;

d2) segregação interna de efluentes;

d3) adoção de procedimentos operativos internos nas unidades industriais que minimizem da ocorrência de picos de caudais e de cargas na descarga de efluentes nas redes da ALE.

A consciencialização das entidades para os aspetos atrás referidos assume ainda maior importância quando a ALE se encontra em fase de conceção e projeto, uma vez que, nos casos de ALE já instaladas, muitas das medidas propostas serão de difícil implementação ou de reduzida eficácia. Por esta razão é importante que as entidades gestoras se mantenham atentas aos PDM e ao nascimento de novas zonas industriais e ALE, para, de forma articulada com os municípios, poderem colaborar no desempenho, em tempo útil, deste papel de sensibilização das entidades empreendedoras de ALE.

#### 5.9.4.3 Entidades governamentais com jurisdição sobre o ambiente, a energia e o ordenamento do território

As entidades gestoras terão necessidade de, face às ameaças diretas resultantes dos impactes das alterações climáticas, e indiretas resultantes das medidas de mitigação e adaptação em outros sectores (aumento da procura da água decorrente da produção de biocombustíveis, concorrência com a hidroeletricidade e poluição associadas à produção e utilização massiva de baterias induzida pela mobilidade elétrica), manter uma vigilância permanente sobre estas ameaças, alertando de imediato as entidades governamentais para eventuais situações de risco.

As entidades gestoras efetuarão um acompanhamento atento dos estudos, estratégias e planos desenvolvidos e a desenvolver por estas entidades, no sentido de verificar se estes enquadram devidamente as questões da preservação da qualidade da água e do bom funcionamento das infraestruturas dos serviços de águas. Participarão ativamente na discussão pública daqueles estudos e planos, apontando para a correção de eventuais situações que possam vir a constituir-se como ameaça para o bom desempenho dos serviços.

A Inspeção Geral do Ambiente e do Ordenamento do Território realizou, durante os anos de 2000 e 2001, 152 inspeções ambientais a 118 ETAR. As conclusões desta campanha, em termos das afluências de efluentes industriais às ETAR, foram as seguintes (IGAOT, 2004):
"*É ainda generalizada uma situação de inexistência de Regulamentos Municipais de Descarga de Efluentes nos Colectores Públicos, o que aliado à inexistência de fiscalizações municipais eficientes, torna muitas vezes impossível responsabilizar os responsáveis por descargas não autorizadas." … "Verifica-se que a maior parte das ETAR que não cumprem os valores limites de descarga ou que os cumprem com maior dificuldade, correspondem precisamente a ETAR que recebem efluentes industriais significativos, muitas vezes de indústrias do ramo alimentar e que frequentemente rejeitam efluentes com cargas orgânicas e de gorduras em quantidades muito elevadas*."
Para avaliar esta situação, a IGAOT desenvolveu um estudo de análise dos resultados de uma campanha de inspeções, efetuadas nos anos 2003 e 2004, sobre uma amostra de 15 parques industriais (IGAOT, 2004). A análise concluiu que, apesar de 87% dos parques se encontrarem servidos por ETAR pública, apenas em metade destes existiam regulamentos ou autorizações de ligação dos efluentes à rede de coletores. Em alguns dos casos de existência de regulamentos/autorizações, não eram exigidos sistemas de autocontrolo e, em alguns dos casos em que o autocontrolo existia, os resultados desse autocontrolo não eram enviados às entidades gestoras das redes de coletores e da ETAR.
Esta situação, que se julga não ter evoluído significativamente desde 2004, evidencia bem a necessidade de uma intervenção das entidades gestoras na consciencialização das entidades legisladoras e reguladoras para a necessidade de implementação e fiscalização eficaz de regulamentos de descarga de efluentes industriais em sistemas públicos de drenagem e tratamento de águas residuais urbanas.
No capítulo de considerações finais do Relatório do Estado do Abastecimento de Água e da Drenagem e Tratamento de Águas relativo à atualização de dados do Inventário Nacional de Sistemas de Abastecimento de Água e de Águas Residuais (INSAAR), que decorreu entre 1 de Abril e 30 de Junho de 2010, relativo ao ano 2009, refere-se o seguinte: "…*As estatísticas de preenchimento da BD*[8] *pelas EG mostram que na sua maioria só fazem o preenchimento dos campos prioritários. No entanto, é necessário um esforço acrescido para as próximas campanhas, quer por parte da equipa técnica do INSAAR quer por parte das EG, no sentido de haver o preenchimento da máxima informação possível para que possam ser dadas respostas às recomendações do PEAASAR II, nomeadamente no que ser refere à gestão das lamas e das águas residuais industriais, agro-industriais e agro-pecuárias. Deste modo poder-se-á tentar perceber os problemas associados a essas matérias numa perspectiva de se tomarem medidas visando o cumprimento dos objectivos delineados na DQA*…". As entidades gestoras deverão colaborar com as entidades públicas no sentido de encontrar uma forma de obter a informação relativa aos efluentes industriais.

[8] BD – Base de dados alfanumérica e geográfica a preencher anualmente pelas entidades gestoras

O Regime Jurídico das Áreas de Localização Empresarial (ALE) foi recentemente revisto, através do Decreto Lei nº 72/2009 de 31 de Março. Esta revisão teve como objetivo essencial a eliminação de anteriores constrangimentos ao desenvolvimento de ALE e o estabelecimento de incentivos, quer para a implementação destas áreas, quer para as unidades industriais nelas se localizarem ou relocalizarem. Já o Decreto-Lei nº 108/2008, de 26 de Junho, introduziu no Estatuto dos Benefícios Fiscais alguns benefícios para as indústrias localizadas em ALE. Espera-se que estes instrumentos legislativos possam contribuir para uma progressiva redução da indústria dispersa e para uma concentração industrial em zonas industriais e em ALE.

Esta concentração industrial traz grandes vantagens em termos do tratamento dos efluentes industriais e do controlo de qualidade das descargas, uma vez que permite o aproveitamento de consideráveis economias de aglutinação, com redução de custos de tratamento dos efluentes industriais, aliviando os impactes sociais de um esperado e necessário reforço das exigências em termos de implementação e cumprimento de regulamentos de descarga de efluentes industriais em sistemas públicos.

As entidades gestoras deverão sensibilizar as entidades governamentais para estas vantagens da centralização da localização industrial.

No que respeita à energia, interessará sensibilizar as entidades legisladoras e reguladoras para a necessidade de:

a) resolução das dificuldades e simplificação dos processos de obtenção de licenças de instalação e exploração de energias renováveis e das condições técnicas para a ligação dos centros electroprodutores à RESP;

b) definição clara e estabilidade dos regimes jurídicos e remuneratórios da cogeração e das energias renováveis.

#### 5.9.4.4 Universidades e institutos de investigação

Ao longo do desenvolvimento do roteiro serão identificadas áreas do conhecimento carecendo de investigação, não só nas áreas científicas interessantes para a avaliação das emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais, mas também nas áreas tecnológicas que permitirão melhorar as eficiências energéticas e processuais nas instalações de tratamento de águas residuais.

Torna-se por isso interessante a comunicação com as universidades e institutos de investigação, no sentido de estas entidades poderem dar o seu contributo.

#### 5.9.4.5 ERSAR – Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos

Os objetivos da entidade reguladora são "… *defender os direitos dos consumidores utentes dos sistemas estatais e municipais, por um lado, e assegurar a sustentabilidade económica destes, por outro. Procedendo deste modo, pretende promover a regulação como instrumento moderno de intervenção do Estado nos sectores de actividade económica fundamentais, com vista ao seu bom funcionamento e à defesa do interesse público."* (Baptista *et al.*, 2010).

Nesta mesma fonte lê-se ainda "„ *Cabe naturalmente ao Governo decidir politicamente a estratégia para o sector e materializá-la no Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR)… É, então, necessário assegurar a existência de legislação que clarifique as regras do jogo a vários níveis, processo em que o regulador tem um papel relevante, desde logo na sua preparação técnica e consequente proposta ao Governo, que tem a competência legislativa nesta matéria…*".

A interpretação do último período transcrito permite concluir que compete à ERSAR a identificação de eventuais lacunas ou necessidades de documentos legislativos e a colaboração ativa com o Governo na colmatação dessas necessidades, através da preparação técnica desses documentos.

Em face destas atribuições da ERSAR, será importante a sua sensibilização, pelas entidades gestoras, para as necessidades de legislação/regulação nos domínios referidos nos itens anteriores e relacionados diretamente com os serviços de águas: proteção da água; prevenção da resiliência dos sistemas de saneamento; identificação clara de responsabilidades (sobretudo na interface entre alta e baixa e na gestão da admissão de águas pluviais nos sistemas de águas residuais urbanas); controlo da qualidade dos efluentes industriais; utilização adequada das infraestruturas dos serviços de águas.

O PEAASAR II, relativo ao período 2007- 2013, realça a importância da limitação do impacto ambiental do abastecimento de água e do saneamento, prevendo:

- a inserção dos serviços da água num ciclo sustentável;
- a redução das emissões com origem no processo produtivo do ciclo urbano da água;
- a utilização de produtos derivados de águas residuais e de lamas;
- a redução do consumo energético;
- a salvaguarda das condições ambientais locais de proteção da natureza.

As sucessivas atualizações deste plano enfatizarão certamente, de forma crescente ao longo do tempo, as questões relacionadas com a mitigação e com a adaptação às alterações climáticas e, entre elas, a necessidade da redução de emissões associadas às atividades no âmbito dos serviços de águas. As entidades gestoras deverão acompanhar este processo de atualização, de forma proactiva, ou através da sua participação em iniciativas "*roadmapping*" previsivelmente a promover pela ERSAR, ou alertando esta entidade reguladora para as vantagens ou necessidade dessas futuras atualizações do PEAASAR abordarem a questão da mitigação das alterações climáticas, desejavelmente de forma participada por todos os agentes.

#### 5.9.4.6 Mercados

Numa iniciativa "*roadmapping*" desenvolvida pela WERF, foi considerada de primeira prioridade a criação de linhas de informação entre, por um lado, as entidades estatais ligadas à água e as entidades gestoras de serviços de águas, e, por outro, as empresas que criam produtos e desenvolvem tecnologias, no sentido da identificação/definição e do desenvolvimento de novos cenários e novas tecnologias capazes de contribuir para a minimização dos consumos

energéticos e das emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais (Crawford, 2010).
A publicitação, junto dos mercados, das condições de segurança e das vantagens económicas e ambientais da utilização dos subprodutos do tratamento de águas residuais, designadamente dos biossólidos produzidos, e da utilização de águas residuais tratadas, será também uma boa medida no sentido da viabilização destas práticas essenciais para a sustentabilidade dos sistemas de tratamento de águas residuais urbanas.

### 5.9.5 Identificação de públicos-alvo e de mensagens.

#### 5.9.5.1 Considerações gerais

Neste item é proposto um conjunto de mensagens que poderão ser transmitidas à população em geral, aos consumidores, aos municípios e às entidades responsáveis por unidades industriais e por zonas industriais e ALE, no sentido de sensibilizar esses agentes para a necessidade de adoção de comportamentos de consumo de água e de utilização dos sistemas de drenagem que, por um lado, sejam consentâneos com a necessidade da utilização racional da água e com a mitigação das emissões de GEE no ciclo urbano da água e que, por outro, permitam aumentar a resiliência dos serviços de águas às consequências das alterações climáticas.

#### 5.9.5.2 Mensagens para a população e para os consumidores

**Comportamentos minimizadores dos consumos de água**

- controlo e reparação de fugas de água em tubagens e torneiras;
- eliminação dos consumos excessivos na lavagem de saladas e legumes e aproveitamento das águas de lavagem para fins compatíveis (rega de jardins ou de vasos, por exemplo);
- utilização de copo na lavagem dos dentes, evitando a manutenção da abertura da torneira durante o período da lavagem;
- utilização de autoclismos de duas possibilidades de volume de descarga de água;
- opção preferencial, na limpeza de pavimentos exteriores, pelo varrimento, em detrimento da lavagem com grandes quantidades de água;
- lavagem de automóveis em instalações adequadas, que promovam a reciclagem da água;
- utilização de sistemas de rega de jardins eficientes e adoção de boas práticas de rega;
- minimização das necessidades de água de rega de jardins, através da redução de áreas relvadas e da utilização de espécies menos exigentes em água;
- instalação de sistemas eficazes de reciclagem e tratamento de águas em piscinas, minimizando o consumo de água de renovação;

**Comportamentos minimizadores do consumo de energia associado à utilização da água**

- redução, tanto quanto possível, da prática de banhos de imersão (opção preferencial por duche);
- utilização de aparelhos de aquecimento de águas de elevada eficiência;
- concentração, na medida do possível, da utilização de equipamentos de aquecimento de águas sanitárias fora dos períodos de ponta de consumo de energia elétrica;

**Utilização adequada da rede de drenagem**

- não lançar no esgoto de pias e lava-louças sal, óleos e gorduras e elementos tóxicos;
- utilizar detergentes amigos do ambiente na lavagem de louça e roupa;
- não lançar na sanita papel, cotonetes, pensos ou outros objetos que possam causar entupimentos;
- não efetuar ligações indevidas das redes de drenagem de águas residuais pluviais à rede de águas residuais domésticas e vice-versa;
- evitar a entrada de folhas de árvores nos ralos e sistemas de drenagem de águas residuais pluviais;
- manter em adequado estado de manutenção e limpeza grelhas, caleiras e algerozes;
- não lançar óleos nos sistemas de drenagem de águas residuais pluviais;
- não impermeabilizar terraços ou quintais, optando por revestimentos que promovem a infiltração da água da chuva, evitando a sobrecarga dos sistemas de drenagem de águas residuais pluviais;
- recolher os dejetos caninos, evitando a deterioração do ambiente e a poluição das águas.

#### 5.9.5.3 Mensagens para as entidades responsáveis por unidades industriais, ou zonas industriais

**Utilização racional e conservação da água**

- utilização de águas de diferentes qualidades, em função das exigências de qualidade de cada uso;
- utilização de água potável exclusivamente em usos que requeiram condições de potabilidade;
- promoção da reciclagem e reutilização da água em usos compatíveis;
- gestão adequada das reservas internas de água, por forma a minimizar a ocorrência de picos elevados no caudal solicitado à rede de abastecimento de água potável.

**Utilização adequada da rede de drenagem**

- cumprimento rigoroso (através de um programa adequado de autocontrolo) do regulamento de descarga de efluentes industriais;

- promoção do tratamento adequado dos efluentes industriais, por forma a conformar a sua qualidade com as exigências regulamentares, previamente à sua descarga nos coletores públicos;

- promoção da segregação interna de efluentes, quer dentro de cada unidade industrial, quer dentro da zona industrial, consoante o caso;

- atenuação de descargas concentradas motivadoras de picos de caudal e, ou carga poluente nas afluências aos sistemas de drenagem e à ETAR;

#### 5.9.5.4 Mensagens para as entidades municipais

**Utilização racional e conservação da água**

- difusão junto dos consumidores, através das faturas e de outros meios, de informação relativa à escassez da água e à necessidade da sua utilização responsável;

- implementação de campanhas periódicas de deteção e redução de fugas nas redes e reservatórios;

- utilização de águas residuais, de adequado nível de tratamento, na rega de jardins, parques e zonas verdes e na lavagem de arruamentos;

- adoção de um sistema de tarifas penalizador dos consumos elevados e do desperdício de água.

**Melhoria do funcionamento e da resiliência das redes de drenagem de águas residuais**

- implementação de planos gerais de âmbito municipal de abastecimento de águas e de drenagem de águas residuais que tenham em conta a necessidade de aumentar a resiliência destes sistemas face aos efeitos das alterações climáticas;

- cumprimento das orientações constantes na Diretiva Inundações (Diretiva 2007/60/CEE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de Outubro de 2007), designadamente as relativas à gestão dos riscos de inundação, nas suas fases de:

  - avaliação Preliminar dos Riscos de Inundação (APRI);
  - elaboração das Cartas de Zonas Inundáveis;

- elaboração das Cartas de Risco de Inundação;

- elaboração dos Planos de Gestão de Riscos de Inundação.

- adoção, nos planos diretores municipais e outros instrumentos de ordenamento do território, de políticas de ordenamento conducentes a uma progressiva localização, ou relocalização, das unidades industriais em zonas industriais ou em áreas de localização empresarial (ALE);

- implementação e fiscalização eficaz de regulamentos de descarga de efluentes industriais em sistemas de drenagem públicos;

- implementação de regulamentação urbanística, no sentido da minimização dos efeitos da impermeabilização sobre o funcionamento das redes de drenagem de águas residuais pluviais, designadamente através do condicionamento da impermeabilização de áreas e da obrigatoriedade de soluções técnicas que contribuam para a redução dos caudais de ponta de

origem pluvial (criação de bacias de retenção, aumento do tempo de concentração, potenciação da infiltração);

- eliminação progressiva de redes de drenagem unitárias e pseudo-separativas e sua transformação gradual em redes separativas;

- fiscalização eficaz da construção de edifícios, no sentido de identificar ligações indevidas entre as redes de drenagem de águas residuais;

- revisão dos sistemas descarregadores de tempestade por forma a adequar os caudais descarregados, minimizando os caudais afluentes à rede de drenagem de águas residuais urbanas e às ETAR, prevenindo contudo a necessidade de proteção dos meios hídricos recetores;

- revisão dos sistemas de interceção de águas residuais urbanas em zonas costeiras marginais, com verificação dos dispositivos de descarga de recurso de estações elevatórias, por forma a controlar a entrada de águas salgadas nas redes através dos descarregadores de emergência;

- avaliação das condições de septicidade das águas residuais ao longo dos sistemas de coleta e transporte e implementação de sistemas para controlo da formação e libertação de sulfureto de hidrogénio, quando necessários;

- promoção de um programa adequado de manutenção e limpeza de sarjetas e coletores de águas residuais pluviais.

## 5.10 Acompanhamento, monitorização, revisão

### 5.10.1 Estabelecimento de uma rotina de procedimentos de acompanhamento e monitorização

O acompanhamento terá como objetivo principal a melhoria permanente do roteiro, quer em termos do seu desenvolvimento propriamente dito, através da melhoria dos seus procedimentos de comunicação interna e de formação e da forma de participação em iniciativas ”*roadmapping*” desenvolvidas e coordenadas por outras entidades, quer em termos de melhoria do seu desempenho e da sua eficácia interna e externa.

A eficácia externa será avaliada através das intervenções nas iniciativas promovidas e coordenadas por outras entidades e do êxito das ações das medidas de sensibilização das entidades estatais.

A eficácia interna será avaliada através dos resultados obtidos em termos do alcance do objetivo principal do roteiro que é a redução das emissões associadas as atividades inerentes ao tratamento de águas residuais.

A avaliação da eficácia interna e externa do roteiro será efetuada através da consideração de indicadores de desempenho.

### 5.10.2 Indicadores de desempenho

A avaliação do desempenho do roteiro poderá ser efetuada através da utilização de indicadores, propondo-se o seguinte conjunto de indicadores que será reavaliado ao longo do desenvolvimento do roteiro:

- número de ações de sensibilização desenvolvidas;

- número de participações em "*workshops*" ou outros eventos integrados em iniciativas "*roadmapping*" implementadas e coordenadas por entidades estatais ;

- número de contribuições para planos e programas desenvolvidos por entidades públicas no domínios do ambiente e do ordenamento do território;

- número de ETAR objeto de medidas de mitigação identificadas no roteiro;

- número de ETAR cuja resiliência foi melhorada em consequência de ações implementadas no âmbito do roteiro.

### 5.10.3 Manutenção de um registo atualizado

A manutenção de um registo atualizado das ações desenvolvidas, ao longo do tempo, no âmbito do roteiro, e dos respetivos resultados, é essencial para a condução do próprio roteiro e para a sua permanente melhoria e atualização.

# 6 APLICAÇÃO A UM CASO DE ESTUDO

## 6.1 Âmbito e objetivos

O roteiro de ação proposto nesta tese engloba o seguinte conjunto de atividades a desenvolver pelas entidades gestoras de sistemas de águas residuais:

1 - Ações e procedimentos inerentes à sua participação proactiva nas iniciativas "*roadmapping*";

2 – Ações e procedimentos de índole técnico-científica:

a) avaliação de emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais, ETAR a ETAR;

b) estabelecimento de cenários e de metas de redução de emissões;

c) avaliação e seleção das ações e medidas a adotar, ETAR a ETAR, para atingir as metas de redução de emissões de GEE;

d) avaliação económica das medidas de redução de emissões;.

3 - Ações e procedimentos de formação, comunicação e sensibilização:

4 - Ações e procedimentos inerentes ao acompanhamento, monitorização e revisão do conjunto de ações e medidas adotadas.

Neste capítulo é efetuada uma aplicação do roteiro proposto a um caso de estudo, envolvendo um conjunto de três ETAR na região do Algarve e incidindo nas atividades listadas no ponto 2 acima. As atividades listadas nos pontos 1, 3 e 4 são intrínsecas de uma aplicação em situação real, não fazendo sentido a sua consideração num caso de estudo.

As razões da opção pela região algarvia para o caso de estudo prenderam-se, por um lado, com o facto de esta região ser, no contexto nacional, uma das mais vulneráveis às alterações climáticas e, por outro, com o interesse e a disponibilidade manifestada pela AdA no sentido da participação no trabalho e do fornecimento da informação necessária.

Os objetivos essenciais desta aplicação, focada nas ações e procedimentos de índole técnico-científica, foram os seguintes:

- testar as formulações propostas nesta tese para avaliação de emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais;

- verificar as metodologias propostas nesta tese para a análise comparativa das opções elegíveis para a redução de emissões de GEE e para a seleção das soluções mais custo-eficazes;

- avaliar a aplicabilidade da ferramenta técnica proposta e a consistência e o interesse dos resultados alcançáveis.

As estimativas dos custos de investimento e exploração associados à implementação de medidas para a redução de emissões nas ETAR, bem como alguns aspetos técnicos cujo desenvolvimento seria incompatível com o plano de trabalhos desta tese, foram tratadas com base em hipótese de trabalho assumidas.

Considera-se muito importante salientar que as conclusões retiradas desta aplicação não deverão ser entendidas como traduzindo a realidade das ETAR objeto da aplicação, em termos

do seu desempenho nas áreas do consumo energético e das emissões de GEE. Isto pelas razões explicitadas no parágrafo anterior e também porque algumas atividades, como, por exemplo, o destino final das gorduras e das lamas, foram caracterizadas com base na informação no ano 2012, o qual poderá não ter sido um ano típico. Numa aplicação real, haveria que efetuar uma análise mais detalhada destas atividades, análise considerada dispensável, face aos objetivos da aplicação.

## 6.2 Caracterização geral das instalações abrangidas pelo estudo

### 6.2.1 Descrição geral

A aplicação do roteiro incidiu sobre a região do sotavento do Algarve, envolvendo o seguinte conjunto de ETAR, cujas localizações se apresentam na Figura 6.1:

- ETAR de Almargem (Tavira) que, para além da cidade de Tavira, serve os núcleos populacionais da orla costeira para Oeste desta cidade até Livramento, e para Leste até Conceição, tendo sido dimensionada para servir uma população de 48152 habitantes em época alta e de 23425 habitantes em época baixa (dados do projeto de execução da instalação).

- ETAR de Faro Noroeste, que serve a zona Oeste da cidade de Faro, parte das freguesias de Almancil e S. Clemente (concelho de Loulé), parte das freguesias de Santa Bárbara de Nexe, Conceição e S. Pedro e a totalidade da freguesia de Montenegro, estas últimas no município de Faro, possuindo uma capacidade máxima de tratamento para servir 44530 e 34106 habitantes, em época alta e em época baixa, respetivamente;

- ETAR de Olhão Nascente, que, para além da zona Nascente da cidade de Olhão, serve os núcleos populacionais de Quelfes, Quatrim, Bias, Alfandanga, Fuzeta e Moncarapacho, bem como as ilhas da Culatra e da Armona, possuindo uma capacidade máxima de tratamento para servir 30000 habitantes;

As razões da escolha deste conjunto de ETAR associam-se ao facto de estas instalações terem como traço comum a descarga das suas águas residuais tratadas na ria Formosa, meio hídrico classificado de zona sensível pelo Decreto-Lei Nº 149/2004, de 22 de Junho, alterado pelo Decreto-Lei Nº 198/2008, de 8 de Outubro, segundo os critérios de identificação definidos pela Diretiva Nº 39/493/CEE (que estabelece as normas sanitárias que regem a produção e a colocação no mercado de moluscos bivalves vivos e que foi transposta para o direito interno pelo Decreto-Lei Nº112/95, de 23 de Maio, alterado pelo Decreto-Lei Nº 293/98 de 18 de Setembro).

Por esta razão, o quadro de qualidade requerido para as descargas destas ETAR limita a carga microbiológica, pelo que as linhas processuais destas instalações incluem desinfeção por radiação UV, precedida, no caso das ETAR de Faro Noroeste e Olhão Nascente, de uma remoção de sólidos suspensos.

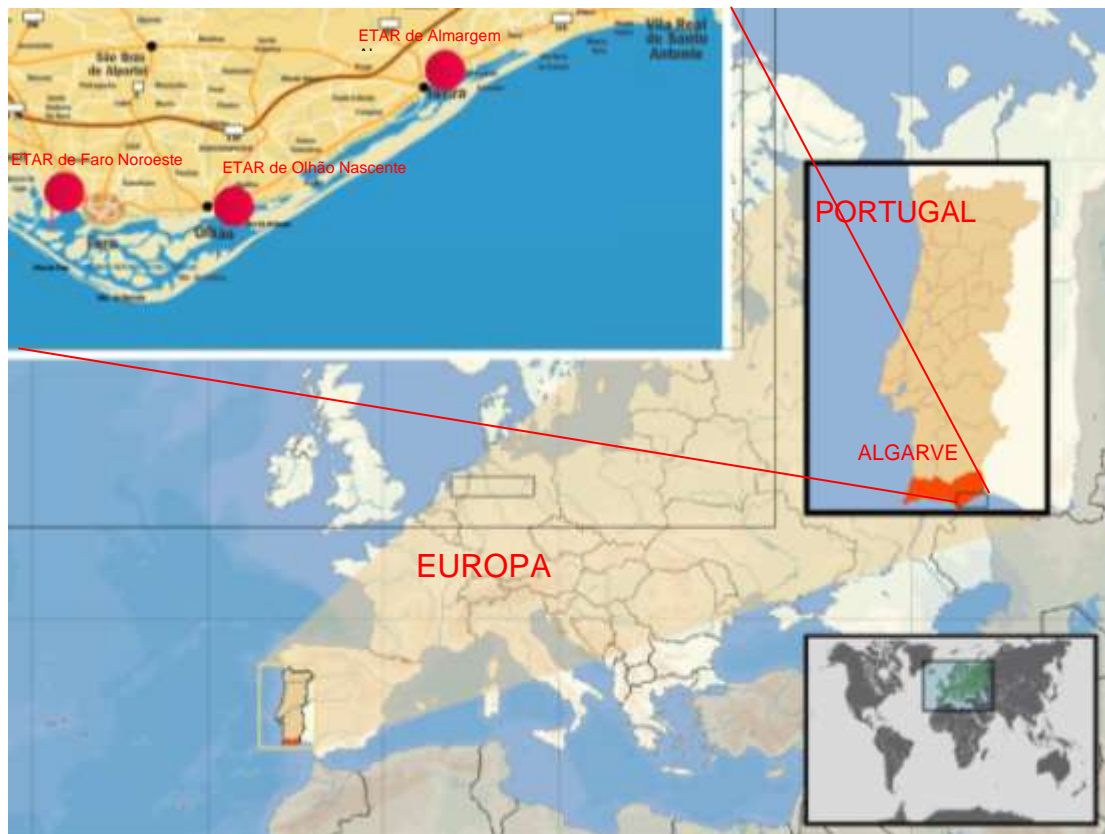



**Figura 6.1- Localização das ETAR consideradas no caso de estudo**

### 6.2.2 Descrição sumária das linhas processuais de tratamento

#### 6.2.2.1 ETAR de Almargem

A ETAR de Almargem possui uma linha processual de tratamento assim constituída:

- **fase líquida**:

- medição de caudal;

- tratamento preliminar em duas linhas de equipamentos compactos, para gradagem e remoção de areias e gorduras (por flotação);

- tratamento biológico em duas linhas constituídas, cada uma, por um tanque seletor biológico anaeróbio (185 $m^3$) e um reator biológico, em vala de oxidação, de 4000 $m^3$ de volume, alternando zonas de arejamento (por ar difuso) com zonas anóxicas;

- decantação secundária em dois decantadores circulares, um por cada linha;

- desinfeção por radiação UV (lâmpadas de alta intensidade e baixa pressão), em canal retangular (com canal de *by-pass*);

- armazenamento do efluente tratado para reutilização em usos internos;

- descarga de efluente tratado na ria Formosa;

- **fase sólida**:

- espessamento em dois tambores de espessamento;

- desidratação mecânica em duas unidades de centrifugação;

- armazenamento de lamas desidratadas em silo;
- calagem;

**- desodorização:**

- extração e tratamento de um caudal máximo de ar de 12000 $m^3$/hora, numa unidade de desodorização em biofiltro, do ar viciado dos espaços confinados do edifício de pré-tratamento, da sala de espessamento e desidratação, do silo de lamas e dos tanques seletores biológicos.

#### 6.2.2.2 ETAR de Faro Noroeste

A ETAR de Faro Noroeste apresenta a seguinte linha de tratamento:

- **fase líquida**:

- gradagem fina em tamisadores de tambor rotativo (duas linhas);
- remoção de areias, óleos e gorduras em desarenadores/desengorduradores de planta retangular (duas linhas);
- medição do caudal afluente ao tratamento biológico (uma linha);
- tratamento biológico em duas linhas constituídas, cada uma, por tanque de contacto anóxico (144 $m^3$) e reator biológico (4000 $m^3$), este último do tipo vala de oxidação, alternando zonas de arejamento (arejadores mecânicos superficiais de eixo vertical) com zonas anóxicas;
- decantação secundária em dois decantadores circulares, um por linha;
- desinfeção por radiação UV, com lâmpadas de baixa pressão e alta intensidade, em canal (uma linha), precedida de duas linhas de filtração em microtamizadores de tambor;
- desinfeção adicional, em sistema UV fechado, em linha, de parte do efluente para reutilização como água de serviço (uma linha);
- reutilização de parte do efluente tratado em usos internos compatíveis (uma linha);
- descarga na ria Formosa do efluente tratado;

- **fase sólida:**

- elevação das lamas biológicas em excesso (duas linhas), diretamente a partir dos reatores biológicos;
- espessamento mecânico em tambores de espessamento (duas linhas) ;
- desidratação mecânica, em centrífugas (duas linhas);
- armazenamento de lamas desidratadas em silo (uma linha).

- **desodorização:**

- extração e tratamento, numa unidade de desodorização por via química, do ar viciado dos espaços confinados da obra de entrada e de algumas zonas e equipamentos de tratamento de lamas (capacidade máxima de tratamento de 15000 $m^3$/hora).

#### 6.2.2.3 ETAR de Olhão nascente

A ETAR de Olhão Nascente apresenta a seguinte linha de tratamento:

**- fase líquida:**

- receção de águas residuais:

- gradagem, armazenamento e elevação de descargas de limpa-fossas para o tratamento preliminar;

- receção separada de aguas residuais industriais e domésticas

-tratamento preliminar:

- gradagem fina/microtamização nos canais principais;

- gradagem média, com limpeza manual, no canal de recurso;

- elevação inicial;

- remoção de areias, óleos e gorduras, num órgão único (flotação);

-tratamento biológico em duas linhas de tratamento, incluindo, cada uma, dois reatores anóxicos (2x81 $m^3$ + 2x134 $m^3$) e dois reatores aeróbios (2x1080 $m^3$ + 2x1785 $m^3$), com arejamento por arejadores superficiais (primeira linha) e por ar difuso na segunda linha (mais recentemente instalada);

- decantação secundária em três decantadores circulares, um de 16 m de diâmetro, servindo a primeira linha e dois de 15 m de diâmetro, servindo a segunda linha;

- desinfeção por radiação UV, em canal aberto (uma linha), com lâmpadas de baixa pressão e alta intensidade, precedida de filtração em microtamizador;

- armazenamento e elevação de efluente tratado para reutilização em usos internos compatíveis (uma linha);

- descarga na ria Formosa do efluente tratado;

**-fase sólida**

- espessamento gravítico das lamas em excesso (uma linha);

- desidratação mecânica das lamas espessadas, previamente condicionadas, em filtro de banda (uma linha);

**-desodorização:**

- filtros de carvão ativado, com regeneração por água e soda cáustica, em duas linhas de 3500 $m^3$/h de capacidade individual de tratamento, para tratamento do ar extraído do edifício da obra de entrada e do tanque de receção de efluentes de fossas séticas (linha 1), e do espessador e edifício de desidratação de lamas (linha 2).

### 6.2.3 Flexibilidade das instalações e condições de enquadramento dos espaços de implantação

As instalações de tratamento objeto deste caso de estudo sofrem de algumas condicionantes em termos de enquadramento urbano e paisagístico/ambiental e de espaço disponível para a eventual implementação de grandes intervenções nas suas linhas processuais de tratamento. Por outro lado, a dimensão destas instalações e a variabilidade anual das suas afluências

limitam também as soluções de tratamento a equacionar, podendo implicar a adoção de soluções conjuntas para as três ETAR, visando o alcance de economias de aglutinação.

### 6.2.4 Gestão e valorização de subprodutos

As lamas produzidas foram objeto dos seguintes destinos finais (no ano 2012):

- ETAR de Almargem – valorização no solo (100%);
- ETAR de Faro Noroeste – valorização no solo (88%) e deposição em aterro (12%);
- ETAR de Olhão Nascente – compostagem e valorização no solo (62%) e deposição em aterro (38%).

No cômputo geral, 87% das lamas produzidas pelas três ETAR em estudo foram, no ano 2012, objeto de valorização no solo.

A AdA realizou um conjunto de estudos visando a definição de um modelo de gestão de lamas produzidas nas ETAR do Algarve (AGROGES *et al.*, 2005), cujas conclusões permitem encarar com algum otimismo a possibilidade de manutenção futura da valorização no solo como a grande solução de destino final das lamas. Contudo, aqueles estudos identificaram algumas limitações e dificuldades potenciais que, em conjunto com alguma incerteza que ainda se verifica na revisão da diretiva comunitária relativa a aplicação de lamas no solo, justificaram a consideração, neste caso de estudo, de um cenário pessimista extremo em que se admite que a evolução futura das dificuldades e condicionantes à aplicação de lamas no solo se venha a traduzir na inviabilização total desta aplicação.

Assumiu-se que as gorduras separadas nas três ETAR, no ano 2012, foram objeto de deposição em aterro, na sua totalidade.

## 6.3 Consumos energéticos e emissões de GEE . Caracterização da situação atual

### 6.3.1 Recolha de informação relativa a operações e processos unitários de tratamento

#### 6.3.1.1 Origem da informação

A informação necessária à caracterização das operações e processos unitários que compõem as linhas de tratamento das ETAR em estudo, bem como dos consumos energéticos e de materiais e das produções e destinos finais de subprodutos do tratamento foi gentilmente cedida pela AdA. Os dados considerados foram relativos à exploração das ETAR objeto de estudo durante o ano 2012, ano considerado caracterizador da situação atual.

#### 6.3.1.2 Balanços mássicos

Os balanços mássicos, apresentados adiante (Tabela 6.1 a Tabela 6.3), foram efetuados para as ETAR objeto de estudo, para os anos 2012, 2022, 2035 e 2050 (anos interessantes aos

## Tabela 6.1 - Balanço mássico na ETAR de Almargem (Tavira). Previsão de evolução

| Horizontes | | Fluxos ► / ▼ Parâmetros | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Ano 2012 (1) | Época Alta | Caudal | ($m^3$/d) | 7132 | 7697 | 7120 | 7120 | 566 | 62 | 9 | 9 | 9 | 565 |
| | | SST | (Kg/d) | 3836 | 4265 | 234 | 215 | 2200 | 1999 | 1947 | 2239 | 2239 | 429 |
| | | SSV | (Kg/d) | 2685 | 2986 | 204 | 188 | 2615 | 2376 | 2314 | 2661 | 2661 | 300 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 2723 | 2921 | 401 | 401 | 1114 | 1012 | 986 | 936 | 890 | 198 |
| | | Nt | (Kg/d) | 563 | 567 | 142 | 142 | 125 | 114 | 111 | 127 | 127 | 4 |
| | Época Baixa | Caudal | ($m^3$/d) | 2093 | 2257 | 2090 | 2090 | 167 | 18 | 3 | 3 | 3 | 164 |
| | | SST | (Kg/d) | 864 | 956 | 61 | 61 | 934 | 864 | 841 | 967 | 967 | 92 |
| | | SSV | (Kg/d) | 604 | 669 | 43 | 43 | 654 | 604 | 589 | 677 | 677 | 65 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 613 | 657 | 91 | 91 | 278 | 257 | 250 | 238 | 226 | 44 |
| | | Nt | (Kg/d) | 153 | 154 | 39 | 39 | 38 | 35 | 34 | 39 | 39 | 1 |
| Ano 2022 (2) | Época Alta | Caudal | ($m^3$/d) | 9367 | 10109 | 9351 | 9351 | 743 | 82 | 12 | 12 | 12 | 742 |
| | | SST | (Kg/d) | 3338 | 3712 | 254 | 233 | 3250 | 2954 | 2877 | 3308 | 3308 | 374 |
| | | SSV | (Kg/d) | 2337 | 2598 | 178 | 163 | 2275 | 2068 | 2014 | 2316 | 2316 | 262 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 2225 | 2387 | 327 | 327 | 910 | 827 | 806 | 765 | 727 | 162 |
| | | Nt | (Kg/d) | 556 | 560 | 140 | 140 | 124 | 112 | 109 | 126 | 126 | 4 |
| | Época Baixa | Caudal | ($m^3$/d) | 4624 | 4985 | 4616 | 4616 | 369 | 39 | 6 | 6 | 6 | 361 |
| | | SST | (Kg/d) | 1624 | 1797 | 116 | 116 | 1755 | 1624 | 1581 | 1819 | 1819 | 173 |
| | | SSV | (Kg/d) | 1137 | 1258 | 81 | 81 | 1229 | 1137 | 1107 | 1273 | 1273 | 121 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 1085 | 1163 | 162 | 162 | 492 | 455 | 443 | 421 | 400 | 79 |
| | | Nt | (Kg/d) | 270 | 272 | 69 | 69 | 67 | 62 | 60 | 69 | 69 | 2 |
| Ano 2035 (3) | Época Alta | Caudal | ($m^3$/d) | 12161 | 13124 | 12140 | 12140 | 965 | 106 | 15 | 15 | 15 | 963 |
| | | SST | (Kg/d) | 4334 | 4819 | 330 | 303 | 4220 | 3835 | 3735 | 4295 | 4295 | 485 |
| | | SSV | (Kg/d) | 3034 | 3373 | 231 | 212 | 2954 | 2685 | 2615 | 3007 | 3007 | 340 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 2889 | 3099 | 425 | 425 | 1182 | 1074 | 1046 | 994 | 944 | 210 |
| | | Nt | (Kg/d) | 722 | 727 | 182 | 182 | 160 | 146 | 142 | 163 | 163 | 5 |
| | Época Baixa | Caudal | ($m^3$/d) | 6003 | 6472 | 5993 | 5993 | 479 | 51 | 8 | 8 | 8 | 469 |
| | | SST | (Kg/d) | 2108 | 2333 | 150 | 150 | 2279 | 2108 | 2053 | 2361 | 2361 | 225 |
| | | SSV | (Kg/d) | 1476 | 1633 | 105 | 105 | 1595 | 1476 | 1437 | 1653 | 1653 | 158 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 1408 | 1510 | 210 | 210 | 638 | 590 | 575 | 546 | 519 | 102 |
| | | Nt | (Kg/d) | 351 | 353 | 90 | 90 | 87 | 80 | 78 | 90 | 90 | 2 |
| Ano 2050 (4) | Época Alta | Caudal | ($m^3$/d) | 14955 | 16139 | 14929 | 14929 | 1187 | 130 | 19 | 19 | 19 | 1184 |
| | | SST | (Kg/d) | 5330 | 5926 | 406 | 373 | 5190 | 4716 | 4593 | 5282 | 5282 | 596 |
| | | SSV | (Kg/d) | 3731 | 4148 | 284 | 261 | 3633 | 3301 | 3215 | 3697 | 3697 | 417 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 3553 | 3811 | 523 | 523 | 1453 | 1320 | 1286 | 1222 | 1222 | 258 |
| | | Nt | (Kg/d) | 888 | 894 | 224 | 224 | 197 | 179 | 175 | 201 | 201 | 6 |
| | Época Baixa | Caudal | ($m^3$/d) | 8175 | 8814 | 8162 | 8162 | 652 | 69 | 10 | 10 | 10 | 639 |
| | | SST | (Kg/d) | 2871 | 3177 | 204 | 204 | 3104 | 2871 | 2796 | 3215 | 3215 | 306 |
| | | SSV | (Kg/d) | 2010 | 2224 | 143 | 143 | 2173 | 2010 | 1957 | 2251 | 2251 | 214 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 1917 | 2056 | 286 | 286 | 869 | 804 | 783 | 744 | 707 | 139 |
| | | Nt | (Kg/d) | 478 | 481 | 123 | 123 | 118 | 109 | 106 | 122 | 122 | 3 |

(1) - Valores estimados com base nas informações de exploração relativas ao ano 2012 (fornecidas pela AdA)
(2) - Valores estimados considerando as afluências previstas no projeto para 2012 e a taxa anal de crescimento das afluências prevista no projeto
(3) - Valores previstos no projeto, no ano horizonte de projeto
(4) - Valores estimados considerando uma taxa de crescimento das afluências entre 2035 e 2050 igual a metade da considerada no projeto para o período entre 2012 e 2035

### Tabela 6.2 -Balanço mássico na ETAR de Faro Noroeste - Previsão de evolução

| Horizontes | | Fluxos ► Parâmetros ▼ | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Ano 2012 (1) | Época Alta | Caudal | ($m^3$/d) | 4149 | 4445 | 4185 | 4161 | 260 | 23 | 4 | 4 | 296 |
| | | SST | (Kg/d) | 987 | 1175 | 106 | 70 | 874 | 764 | 730 | 730 | 188 |
| | | SSV | (Kg/d) | 879 | 1047 | 94 | 62 | 726 | 635 | 607 | 607 | 157 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 987 | 1195 | 126 | 94 | 791 | 689 | 654 | 621 | 170 |
| | | Nt | (Kg/d) | 236 | 251 | 54 | 52 | 59 | 49 | 46 | 46 | 15 |
| | Época Baixa | Caudal | ($m^3$/d) | 3933 | 4165 | 3969 | 3944 | 196 | 17 | 3 | 3 | 232 |
| | | SST | (Kg/d) | 818 | 971 | 77 | 68 | 680 | 594 | 567 | 567 | 153 |
| | | SSV | (Kg/d) | 707 | 840 | 99 | 59 | 549 | 480 | 458 | 458 | 124 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 746 | 870 | 1375 | 82 | 548 | 476 | 453 | 430 | 123 |
| | | Nt | (Kg/d) | 256 | 272 | 231 | 67 | 61 | 50 | 48 | 48 | 16 |
| Ano 2022 (2) | Época Alta | Caudal | ($m^3$/d) | 12039 | 12897 | 12144 | 12075 | 753 | 66 | 11 | 11 | 858 |
| | | SST | (Kg/d) | 3401 | 4049 | 364 | 241 | 3013 | 2634 | 2515 | 2515 | 648 |
| | | SSV | (Kg/d) | 2551 | 3037 | 273 | 181 | 2108 | 1843 | 1760 | 1760 | 454 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 2364 | 2861 | 301 | 226 | 1895 | 1649 | 1566 | 1480 | 406 |
| | | Nt | (Kg/d) | 484 | 514 | 111 | 106 | 120 | 100 | 95 | 95 | 31 |
| | Época Baixa | Caudal | ($m^3$/d) | 11017 | 11666 | 11117 | 11048 | 548 | 47 | 8 | 8 | 649 |
| | | SST | (Kg/d) | 2887 | 3428 | 273 | 241 | 2399 | 2098 | 2003 | 2003 | 541 |
| | | SSV | (Kg/d) | 2164 | 2572 | 304 | 181 | 1680 | 1468 | 1402 | 1402 | 379 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 2056 | 2397 | 3789 | 226 | 1510 | 1313 | 1248 | 1185 | 340 |
| | | Nt | (Kg/d) | 403 | 429 | 365 | 105 | 96 | 79 | 75 | 75 | 26 |
| Ano 2035 (3) | Época Alta | Caudal | ($m^3$/d) | 13221 | 14163 | 13336 | 13260 | 827 | 72,32 | 12,56 | 12,56 | 942 |
| | | SST | (Kg/d) | 3735 | 4447 | 400 | 265 | 3309 | 2893 | 2762 | 2762 | 712 |
| | | SSV | (Kg/d) | 2801 | 3335 | 300 | 199 | 2315 | 2024 | 1933 | 1933 | 499 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 2596 | 3142 | 331 | 248 | 2081 | 1811 | 1720 | 1634 | 446 |
| | | Nt | (Kg/d) | 531 | 565 | 122 | 116 | 132 | 110 | 104 | 104 | 34 |
| | Época Baixa | Caudal | ($m^3$/d) | 12120 | 12834 | 12230 | 12154 | 603 | 52 | 9 | 9 | 714 |
| | | SST | (Kg/d) | 2906 | 3451 | 275 | 243 | 2415 | 2112 | 2016 | 2016 | 545 |
| | | SSV | (Kg/d) | 2179 | 2589 | 306 | 182 | 1691 | 1478 | 1411 | 1411 | 382 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 2070 | 2413 | 3814 | 228 | 1520 | 1322 | 1256 | 1193 | 342 |
| | | Nt | (Kg/d) | 406 | 432 | 367 | 106 | 97 | 80 | 76 | 76 | 26 |
| Ano 2050 (4) | Época Alta | Caudal | ($m^3$/d) | 14585 | 15624 | 14712 | 14628 | 912 | 80 | 14 | 14 | 1039 |
| | | SST | (Kg/d) | 4120 | 4906 | 441 | 292 | 3650 | 3191 | 3047 | 3047 | 785 |
| | | SSV | (Kg/d) | 3090 | 3679 | 331 | 220 | 2554 | 2233 | 2132 | 2132 | 550 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 2864 | 3466 | 365 | 274 | 2296 | 1998 | 1897 | 1803 | 492 |
| | | Nt | (Kg/d) | 586 | 623 | 135 | 128 | 146 | 121 | 115 | 115 | 38 |
| | Época Baixa | Caudal | ($m^3$/d) | 13393 | 14182 | 13514 | 13430 | 666 | 57 | 10 | 10 | 789 |
| | | SST | (Kg/d) | 3211 | 3813 | 304 | 269 | 2669 | 2334 | 2228 | 2228 | 602 |
| | | SSV | (Kg/d) | 2408 | 2861 | 338 | 201 | 1869 | 1633 | 1559 | 1559 | 422 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 2287 | 2666 | 4214 | 252 | 1680 | 1461 | 1388 | 1318 | 378 |
| | | Nt | (Kg/d) | 449 | 477 | 406 | 117 | 107 | 88 | 84 | 84 | 29 |

(1) - Valores estimados com base nas informações de exploração relativas ao ano 2012 (fornecidas pela AdA)
(2) - Valores estimados considerando as afluências previstas no projeto para 2012 e a taxa anal de crescimento das afluências prevista no projeto
(3) - Valores previstos no projeto, no ano horizonte de projeto
(4) - Valores estimados considerando uma taxa de crescimento das afluências entre 2035 e 2050 igual à considerada no projeto para o período entre 2012 e 2035

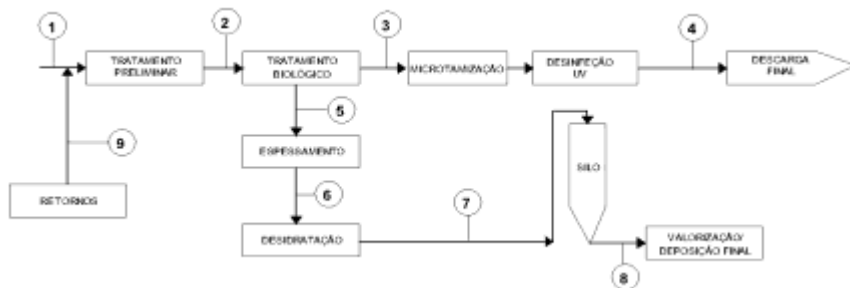
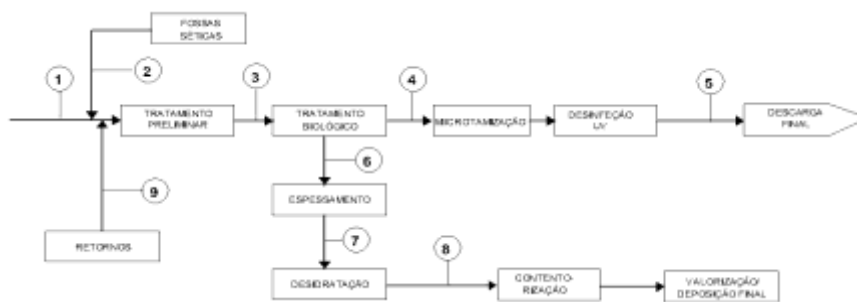



**Tabela 6.3 - Balanço mássico da ETAR de Olhão Nascente. Previsão de evolução**

| Horizontes | | Fluxos ► Parâmetros ▼ | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Ano 2012 (1) | Época Alta | Caudal | ($m^3$/d) | 2277,0 | 30,0 | 2442,9 | 2314,7 | 2268,4 | 128,3 | 10,7 | 5,5 | 135,9 |
| | | SST | (Kg/d) | 1311,0 | 150,0 | 1735,0 | 173,5 | 68,1 | 1017,0 | 915,3 | 869,5 | 274,0 |
| | | SSV | (Kg/d) | 917,7 | 105,0 | 1201,9 | 121,5 | 47,6 | 711,9 | 640,7 | 565,2 | 179,2 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 1017,0 | 30,0 | 1219,5 | 121,9 | 68,1 | 731,7 | 658,5 | 625,6 | 172,5 |
| | | Nt | (Kg/d) | 179,0 | 6,0 | 196,4 | 152,2 | 38,0 | 39,3 | 33,4 | 31,7 | 11,4 |
| | Época Baixa | Caudal | ($m^3$/d) | 854,0 | 50,0 | 957,3 | 907,0 | 888,9 | 50,3 | 4,2 | 2,8 | 53,3 |
| | | SST | (Kg/d) | 405,0 | 250,0 | 777,8 | 77,8 | 26,7 | 523,0 | 470,7 | 447,2 | 122,8 |
| | | SSV | (Kg/d) | 283,5 | 33,0 | 372,1 | 54,4 | 18,7 | 366,1 | 329,5 | 290,7 | 55,6 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 523,0 | 50,0 | 667,4 | 66,7 | 26,7 | 400,4 | 360,4 | 342,4 | 94,4 |
| | | Nt | (Kg/d) | 74,0 | 10,0 | 89,2 | 62,9 | 15,7 | 17,8 | 15,2 | 14,4 | 5,2 |
| Ano 2022 (2) | Época Alta | Caudal | ($m^3$/d) | 2540,4 | 33,5 | 2725,5 | 2582,4 | 2530,7 | 143,1 | 11,9 | 6,1 | 151,6 |
| | | SST | (Kg/d) | 1462,6 | 167,4 | 1935,7 | 193,6 | 75,9 | 1134,6 | 1021,2 | 970,1 | 305,7 |
| | | SSV | (Kg/d) | 1023,8 | 117,1 | 1340,9 | 135,5 | 53,1 | 794,2 | 714,8 | 630,6 | 199,9 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 1134,6 | 33,5 | 1360,5 | 136,1 | 75,9 | 816,3 | 734,7 | 698,0 | 192,4 |
| | | Nt | (Kg/d) | 199,7 | 6,7 | 219,1 | 169,7 | 42,4 | 43,8 | 37,2 | 35,4 | 12,7 |
| | Época Baixa | Caudal | ($m^3$/d) | 902,2 | 52,8 | 1011,2 | 958,2 | 939,0 | 53,1 | 4,4 | 3,0 | 56,3 |
| | | SST | (Kg/d) | 427,8 | 264,1 | 821,7 | 82,2 | 28,2 | 552,5 | 497,2 | 472,4 | 129,8 |
| | | SSV | (Kg/d) | 299,5 | 34,9 | 393,1 | 57,5 | 19,7 | 386,7 | 348,1 | 307,0 | 58,7 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 552,5 | 52,8 | 705,0 | 70,5 | 28,2 | 423,0 | 380,7 | 361,7 | 99,7 |
| | | Nt | (Kg/d) | 78,2 | 10,6 | 94,2 | 66,4 | 16,6 | 18,8 | 16,0 | 15,2 | 5,5 |
| Ano 2035 (2) | Época Alta | Caudal | ($m^3$/d) | 2891,2 | 38,1 | 3101,8 | 2939,0 | 2880,2 | 162,8 | 13,6 | 7,0 | 172,6 |
| | | SST | (Kg/d) | 1664,6 | 190,5 | 2203,0 | 220,3 | 86,4 | 1291,3 | 1162,2 | 1104,1 | 347,9 |
| | | SSV | (Kg/d) | 1165,2 | 133,3 | 1526,0 | 154,2 | 60,5 | 903,9 | 813,5 | 717,7 | 227,5 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 1291,3 | 38,1 | 1548,4 | 154,8 | 86,4 | 929,0 | 836,1 | 794,3 | 219,0 |
| | | Nt | (Kg/d) | 227,3 | 7,6 | 249,4 | 193,2 | 48,3 | 49,9 | 42,4 | 40,3 | 14,5 |
| | Época Baixa | Caudal | ($m^3$/d) | 962,6 | 56,4 | 1079,0 | 1022,3 | 1001,9 | 56,6 | 4,7 | 3,2 | 60,0 |
| | | SST | (Kg/d) | 456,5 | 281,8 | 876,8 | 87,7 | 30,1 | 589,5 | 530,6 | 504,0 | 138,5 |
| | | SSV | (Kg/d) | 319,5 | 37,2 | 419,4 | 61,4 | 21,0 | 412,7 | 371,4 | 327,6 | 62,7 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 589,5 | 56,4 | 752,3 | 75,2 | 30,1 | 451,4 | 406,2 | 385,9 | 106,4 |
| | | Nt | (Kg/d) | 83,4 | 11,3 | 100,5 | 70,9 | 17,7 | 20,1 | 17,1 | 16,2 | 5,8 |
| Ano 2050 (2) | Época Alta | Caudal | ($m^3$/d) | 3323,3 | 43,8 | 3565,5 | 3378,3 | 3310,7 | 187,2 | 15,6 | 8,0 | 198,4 |
| | | SST | (Kg/d) | 1913,4 | 218,9 | 2532,3 | 253,2 | 99,3 | 1484,3 | 1335,9 | 1269,1 | 399,9 |
| | | SSV | (Kg/d) | 1339,4 | 153,3 | 1754,1 | 177,3 | 69,5 | 1039,0 | 935,1 | 824,9 | 261,5 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 1484,3 | 43,8 | 1779,9 | 178,0 | 99,3 | 1067,9 | 961,1 | 913,1 | 251,7 |
| | | Nt | (Kg/d) | 261,3 | 8,8 | 286,6 | 222,1 | 55,5 | 57,3 | 48,7 | 46,3 | 16,6 |
| | Época Baixa | Caudal | ($m^3$/d) | 1032,2 | 60,4 | 1157,0 | 1096,3 | 1074,3 | 60,7 | 5,1 | 3,4 | 64,4 |
| | | SST | (Kg/d) | 489,5 | 302,2 | 940,2 | 94,0 | 32,2 | 632,1 | 568,9 | 540,5 | 148,5 |
| | | SSV | (Kg/d) | 342,7 | 39,9 | 449,7 | 65,8 | 22,6 | 442,5 | 398,2 | 351,3 | 67,2 |
| | | $CBO_5$ | (Kg/d) | 632,1 | 60,4 | 806,7 | 80,7 | 32,2 | 484,0 | 435,6 | 413,8 | 114,1 |
| | | Nt | (Kg/d) | 89,4 | 12,1 | 107,8 | 76,0 | 19,0 | 21,6 | 18,3 | 17,4 | 6,3 |

(1) - Valores relativos à exploração da ETAR no ano 2012

(2) - Considerando taxas anuais de crescimento das afluências à ETAR de 0.5% em época baixa e 1% em época alta.

cenários e metas de redução de emissões admitidas), considerando os seguintes parâmetros essenciais para a avaliação das emissões de GEE: caudal, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, carência bioquímica de oxigénio (cinco dias a 20ºC) e azoto total. Não existindo informação relativa à produção de gorduras, foram consideradas taxas de produção de gorduras de 20 g/m$^3$ nas ETAR de Faro Noroeste e Almargem e de 25 g/m$^3$ na ETAR de Olhão Nascente.

Nas tabelas referidas, para além dos valores numéricos dos diferentes parâmetros em cada fluxo, são identificados esquematicamente os fluxos considerados.

Como ano de referência foi considerado o ano 2012, relativamente ao qual se dispõe de dados de exploração destas instalações. Em relação à evolução futura, foram consideradas as taxas de crescimento de caudais e cargas previstas nos projetos das ETAR de Almargem (Tavira) e de Faro Noroeste, considerando-se que os respetivos estudos de suporte se encontram atualizados, uma vez que se trata de projetos muito recentes.

Os dados relativos à exploração de 2012 nas ETAR de Faro Noroeste e Almargem revelam alguns valores de caudais e cargas algo diferentes do admitido no projetos destas instalações. No caso de Faro Noroeste, os caudais registados em 2012 são inferiores aos previstos no projeto, mas as cargas aproximam-se das previstas. No caso de Almargem os caudais aproximam-se dos previstos no projeto, mas as cargas afluentes registadas são superiores. Estas diferenças, que se traduzem num agravamento das concentrações de cargas a tratar no ano 2012, relativamente às previstas nos projetos para os anos seguintes, penalizam, como adiante se verá, as avaliações da intensidade de emissão em 2012, verificando-se uma aparente descida de valores de 2012 para 2022. A opção de corrigir a curva de evolução prevista no projeto foi considerada desadequada, dado o facto de as ETAR terem entrado em funcionamento muito recentemente e as suas áreas servidas poderem ainda não estar geograficamente estabilizadas e as condições de afluência verificadas em 2012 poderem não ser representativas.

Em relação à ETAR de Olhão Nascente, cujo projeto não é tão recente, foi efetuada uma análise sumária da evolução populacional verificada na área servida pela instalação. De acordo com os indicadores demográficos apresentados no *site* do Município de Olhão, em 2001 residiam cerca de 41 mil habitantes no concelho, tendo este valor subido para aproximadamente 45 mil habitantes em 2011, revelando uma taxa anual de crescimento da ordem de 1%. Em face deste crescimento observado, foram consideradas, como hipótese de trabalho, taxas anuais de crescimento das afluências à ETAR de Olhão Nascente de 1% em época alta e de 0,5% em época baixa.

### 6.3.2 Avaliação das emissões de GEE atuais (ano 2012)

A avaliação das emissões de GEE associadas ao funcionamento das ETAR em estudo, no ano 2012, com base na aplicação do modelo *GEEM-WWT* desenvolvido no âmbito desta tese, considerando os balanços mássicos apresentados no item anterior, conduziu aos valores de intensidade de emissão e de emissões totais anuais apresentados na Tabela 6.4.

Nesta avaliação foi considerada uma intensidade carbónica da energia elétrica comprada pelas ETAR de 0,47 kg$CO_2$e/kWh, valor estabelecido na Portaria Nº 63/2008, de 21 de Janeiro. Este valor foi assumido como hipótese de trabalho, uma vez que, como já foi referido, a intensidade carbónica da produção nacional de energia elétrica varia de ano para ano, em função da variação das disponibilidades hídricas.

**Tabela 6.4 - Avaliação das emissões de GEE associadas às ETAR em estudo (ano 2012)**

| | Intensidade de emissão (kg $CO_2$e/$m^3$) | Emissões anuais (t$CO_2$e/ano) |
|---|---|---|
| ETAR de Almargem (Tavira) | 0,77 | 1053 |
| ETAR de Faro Noroeste | 0,84 | 1235 |
| ETAR de Olhão Nascente | 1,41 | 682 |

Nas figuras seguintes (Figura 6.2 a Figura 6.4) é apresentada, de forma gráfica, a distribuição das intensidades de emissão, estimadas em 2012, pelas principais áreas funcionais das ETAR e a distribuição das emissões anuais pelas diferentes classificações das emissões, respetivamente para as ETAR de Almargem, Faro Noroeste e Olhão Nascente.

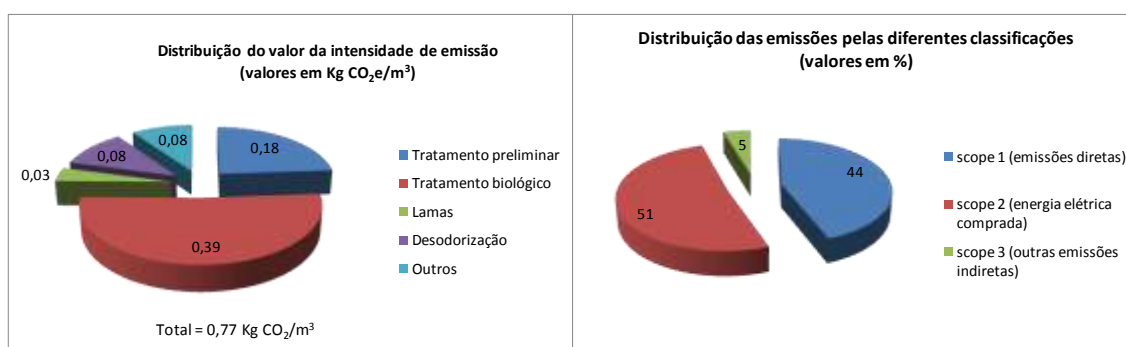



**Figura 6.2- Distribuição da intensidade de emissão e das emissões totais de GEE da ETAR de Almargem (ano 2012)**

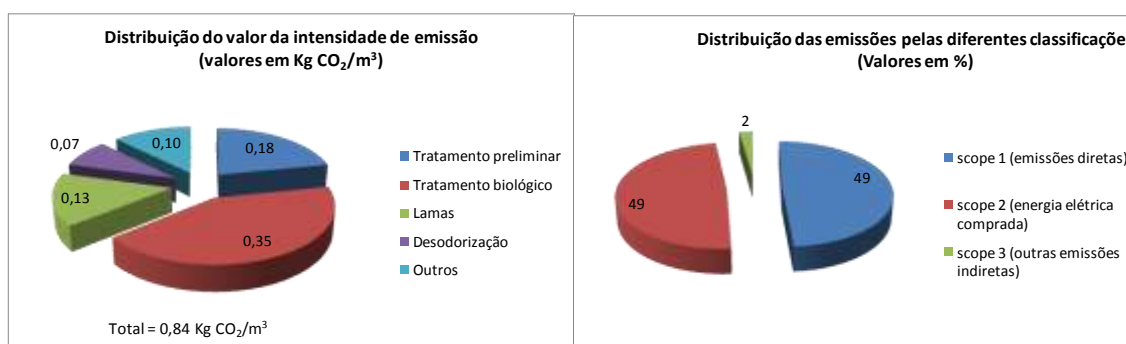



**Figura 6.3 - Distribuição da intensidade de emissão e das emissões totais de GEE na ETAR de Faro Noroeste (ano 2012)**

Na Figura 6.5 são apresentadas as mesmas distribuições, referidas agora ao conjunto das três ETAR em estudo.

A análise destas figuras permite retirar as seguintes conclusões principais:

- o tratamento biológico tem um grande peso nas emissões da ETAR de Almargem, devido ao consumo energético no arejamento e agitação dos reatores, perdendo peso na ETAR de Faro Noroeste e na ETAR de Olhão Nascente, devido ao facto de estas instalações conduzirem a aterro uma parte das suas lamas (ao contrário de Almargem que valoriza no solo a totalidade das suas lamas), o que faz subir a quota-parte das emissões associada às lamas;

- o tratamento preliminar tem um peso bastante significativo, devido ao facto de se ter assumido que as gorduras produzidas são conduzidas a aterro, onde originam emissões diretas significativas;

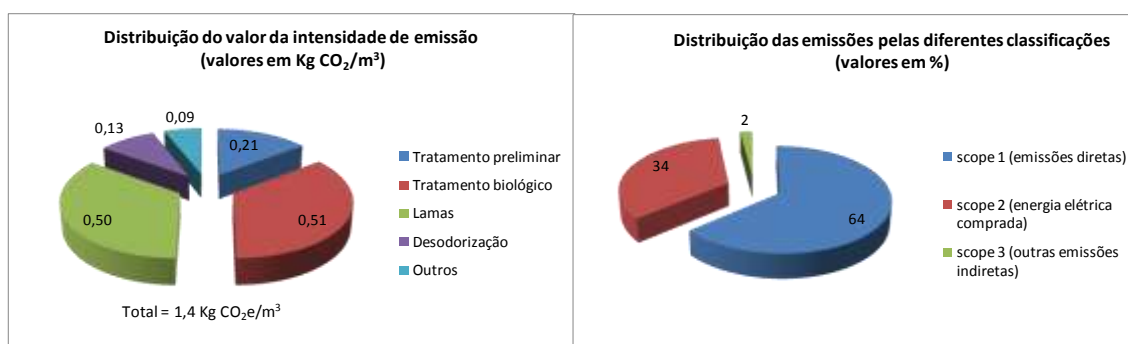



**Figura 6.4 - Distribuição da intensidade de emissão e das emissões totais de GEE da ETAR de Olhão Nascente (ano 2012)**

- as emissões associadas à desodorização apresentam também um peso significativo, sendo penalizadas na ETAR de Olhão, pelo facto de o sistema de desodorização estar dimensionado para a época alta e de esta instalação sofrer de uma elevada sazonalidade nas suas afluências, que penaliza a intensidade de emissão.

A rúbrica "*Outros*", que inclui os tratamentos terciários, os pequenos consumidores e os consumos administrativos, apresenta na ETAR de Faro Noroeste um peso superior ao das restantes ETAR. Isto dever-se-á ao facto de naquela ETAR se concentrarem os serviços administrativos de exploração de todas as ETAR da AdA.

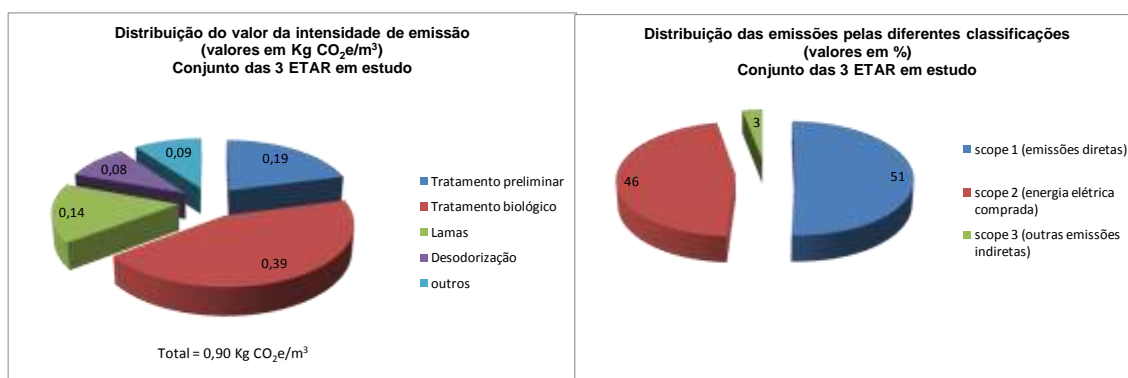



**Figura 6.5 - Distribuição da intensidade de emissão e das emissões totais de GEE do conjunto das três ETAR (ano 2012)**

Em relação à distribuição das emissões pelas diferentes classificações, verifica-se que grande parte (superior a 95% do total) das emissões se encontram classificadas nos *scopes* 1 (emissões diretas) e 2 (emissões indiretas incorporadas na energia elétrica comprada). As emissões classificadas no *scope* 3 (emissões incorporadas em produtos e reagentes utilizados) representam apenas 2% das emissões totais nas ETAR de Faro Noroeste e Olhão Nascente e 5% na ETAR de Almargem, o que resulta do facto de, na avaliação de emissões, terem sido considerados créditos de emissões correspondentes à reciclagem de materiais e nutrientes que foram classificados no *scope* 3. A valorização de lamas no solo, direta ou com compostagem prévia, ao proporcionar a reciclagem dos nutrientes, tem, assim, uma grande importância na redução das emissões neste *scope* 3. A ETAR de Almargem é um pouco penalizada nas emissões do *scope* 3 devido à utilização de cal na calagem de lamas.

Considerando o conjunto das três ETAR em estudo, a intensidade global de emissão em 2012 foi avaliada em 0,9 $kgCO_2e/m^3$ de águas residuais tratadas, sendo que o tratamento preliminar e o tratamento biológico contribuem com cerca de 60% deste valor total. No tratamento biológico, são os elevados consumos de energia (que representam, globalmente, cerca de 55 a 60% dos consumos energéticos totais das ETAR) os responsáveis por esta forte contribuição.

A valorização agrícola das lamas e a compostagem, processos aplicados a cerca de 87% das lamas produzidas nas três ETAR em 2012, assumem uma importância determinante no peso relativamente baixo da quota-parte de emissões associada às lamas que, em termos globais, representa apenas 16% das emissões totais.

### 6.3.3 Análises de "benchmarking"

#### 6.3.3.1 Consumo energético

De acordo com as informações prestadas pela AdA relativas a volumes anuais tratados e a consumos energéticos nas ETAR em estudo, e considerando durações dos períodos de época alta e de época baixa de 120 e 245 dias, respetivamente, as ETAR de Almargem (Tavira) e Faro Noroeste apresentaram, em 2012, consumos energéticos específicos de cerca de 0,74 e 0,75 $kWh/m^3$, respetivamente.

O manual alemão aponta como característicos de ETAR de dimensão de 10 000 a 30 000 habitantes, com remoção de carbono e azoto e idades de lamas da ordem de 13 a 25 dias (sem desinfeção UV), consumos específicos entre[9] 0,51 e 0,61 $kWh/m^3$.

A elevada sazonalidade das afluências, sobretudo da ETAR de Almargem, a necessidade de desinfeção ao longo de todo o ano e o nível de fiabilidade e segurança requerido para a qualidade do efluente tratado imposto pela sensibilidade da Ria Formosa (que encorajará atitudes conservativas na avaliação de soluções ou regimes de exploração menos consumidores) afiguram-se como fatores fortemente penalizantes dos consumos energéticos

[9] Valores constantes na Tabela 2.2

nas ETAR em estudo. De salientar que a desinfeção por radiação UV, não contemplada nas ETAR que serviram de referência para os valores de consumos típicos apontados no manual alemão atrás referidos, é responsável por consumos de energia nas três ETAR em estudo variando entre 0,06 e 0,07 kWh/m$^3$. Por outro lado, os valores característicos apresentados no manual alemão pressupõem a digestão anaeróbia com valorização do biogás, aproveitamento que não se verifica nas ETAR em análise.

A ETAR de Olhão Nascente apresenta consumos específicos médios anuais da ordem de 0,89 kWh/m$^3$, com valores de 0,72 kWh/m$^3$ em época alta e de 0,97 kWh/m$^3$ em época baixa. Esta diferença de valores ilustra bem a influência da sazonalidade. Para além da sazonalidade e das exigências de nível e segurança do tratamento atrás referidas, esta ETAR conta ainda, como agravante dos consumos, com uma elevada componente industrial nas suas afluências, a qual, pelas suas características de qualidade, condiciona o funcionamento da instalação.

No âmbito do Projeto PASt21 foi avaliado o consumo energético de um conjunto de 17 ETAR, distribuídas pelo território nacional (conjunto que inclui a ETAR de Almargem - Tavira), com capacidades instaladas variando entre 2.300 e 220.000 habitantes equivalente, incluindo diversos tipos de tratamento (e.g., lamas ativadas de diferentes tipologias, leitos percoladores e biofiltros). Os consumos obtidos, traduzidos no indicador wtRU03, reportados ainda como resultados preliminares, apontam para valores médios de consumos energéticos de cerca de 1,0 kWh/m$^3$, e de cerca de 0,72 e 1,30 kWh/m$^3$ para os percentis de 25% e 75%, respetivamente (Silva *et al.*, 2010). Do universo de ETAR abrangidas pelo projeto PASt21, apenas 25% apresentam consumos inferiores a 0,72 kWh/m$^3$.

Em face das considerações efetuadas nos parágrafos anteriores, poderá admitir-se que, do ponto de vista dos consumos energéticos, as ETAR em estudo se afiguram bem enquadradas numa análise de "*benchmarking"* com os valores obtidos naquele projeto, bem como com os valores apresentados no manual alemão, sobretudo tendo em conta as dificuldades acrescidas de operação associadas à elevada sazonalidade das suas afluências.

#### 6.3.3.2 Emissões de GEE

Não se dispõe ainda de um número significativo de referências para a realização de análises de "*benchmarking"* no domínio das emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais.

Em Keller *et al*. (2003) é referenciado um estudo de casos, em que se efetuou a comparação de emissões de GEE entre instalações baseadas em processos aeróbios e em processos anaeróbios. Aquele estudo aponta para valores de emissões de GEE variando entre 2,4 e 1,0 kg$CO_2$e/kgCQO eliminada, valores que, considerando capitações de 150 gCQO/(HE.dia) e de 0,180 m$^3$/(HE.dia), correspondem a intensidades carbónicas de 2,0 e 0,83 kg$CO_2$/m$^3$ de águas residuais tratadas.

Para efeito de comparação dos valores totais obtidos em cada instalação de tratamento com outros valores de referência, podem ser considerados os seguintes valores médios de intensidades carbónicas no Reino Unido (EA, 2008)*:*

Ano 2004/2005 – 0,641 $kgCO_2e/m^3$;

Ano 2005/2006 – 0,406 $kgCO_2e/m^3$;

Ano 2006/2007 – 0,476 $kgCO_2e/m^3$.

Normalmente não é fornecida, nas referências bibliográficas, informação suficiente relativa a condições de funcionamento das instalações, designadamente sobre o valor da intensidade carbónica da energia consumida e sobre as soluções de tratamento/valorização/destino final dos subprodutos, entre outras. Por esta razão, as análises comparativas de valores não são muito significativas.

As intensidades de emissão das ETAR em estudo, considerando a situação atual, em termos das linhas processuais de tratamento e das opções de gestão, no ano 2022, após o eventual período de estabilização das ETAR que arrancaram recentemente, foram assim avaliadas:

- ETAR de Almargem e Faro Noroeste – 0,64 $kgCO_2e/m^3$ (valores constantes na Tabela 6.6 e na Tabela 6.7 adiante apresentadas) ;

- ETAR de Olhão Nascente – 1,49 $kgCO_2e/m^3$ (valor constante na Tabela 6.8 adiante apresentada).

Estes valores podem ser considerados enquadrados nos acima referenciados. Contudo estas ETAR têm especificidades próprias que poderão diferir muito das que foram o objeto daquelas referências e que se desconhecem. Os critérios e metodologias de avaliação ou medição das emissões adotados nos casos referenciados também não são suficientemente conhecidos.

## 6.4 Avaliação da evolução da situação atual – manutenção das linhas processuais e dos modos de gestão

### 6.4.1 Avaliação da evolução dos volumes anuais a tratar nas ETAR

A evolução estimada dos caudais médios diários a tratar em cada uma das ETAR, em época alta e em época baixa, encontram-se nas tabelas atrás apresentadas (Tabela 6.1 a Tabela 6.3), onde são também apresentados os balanções mássicos de cada uma das ETAR em estudo, para o ano inicial (2012) e para os anos horizonte considerados.

Os volumes anuais de águas residuais tratadas, para cada ETAR e globalmente para as três ETAR, nos anos horizontes considerados, são apresentados na Tabela 6.5.

Estes volumes anuais permitem as conversões entre intensidades de emissão em $kgCO_2e/m^3$ e valores de emissões anuais em $kgCO_2e$/ano, e vice-versa.

**Tabela 6.5 - Previsão da evolução dos volumes anuais de águas residuais a tratar**

| Anos | Volumes anuais tratados (m3) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Almargem | Faro Noroeste | Olhão Nascente | Total |
| 2022 | 2256920 | 4143845 | 525790 | 6926555 |
| 2035 | 2930055 | 4555920 | 582855 | 8068830 |
| 2050 | 3797475 | 5031485 | 651600 | 9480560 |

### 6.4.2 Avaliação da evolução das emissões de GEE

#### 6.4.2.1 Cenários admitidos

As duas variáveis externas mais condicionadoras das emissões de GEE associadas ao funcionamento das ETAR em estudo são a intensidade carbónica da energia elétrica comprada e a evolução das exigências e condicionantes colocadas à valorização no solo das lamas produzidas.

Para caracterizar a situação de referência e avaliar a evolução das emissões na hipótese de manutenção das atuais linhas de tratamento das ETAR e das atuais opções de gestão, foram considerados os seguintes cenários de evolução destas variáveis:

**Cenário otimista**

- Manutenção ao longo do tempo das condicionantes atuais à valorização no solo e à compostagem, permitindo a manutenção das atuais soluções de valorização agrícola das lamas e a possibilidade de alargar a valorização a 100% das lamas produzidas nas ETAR, como atualmente acontece na ETAR de Almargem;
- Descida da intensidade carbónica da energia elétrica comprada, admitindo o alcance, em 2020, da meta de incorporação de 82,2% de fontes renováveis admitida no Roteiro Nacional das Energias Renováveis, que se traduzirá numa intensidade carbónica da produção nacional de energia elétrica estimada em cerca de 0,15 kg$CO_2$e/kWh.

**Cenário central**

- Manutenção ao longo do tempo das condicionantes atuais à valorização no solo e à compostagem de lamas, como no cenário otimista;
- Constância, ao longo dos anos futuros, da atual intensidade carbónica da energia elétrica comprada (no valor considerado de 0,47 kg$CO_2$e/$m^3$).

**Cenário pessimista**

- Evolução das exigências e condicionantes à valorização de lamas no solo no sentido da inviabilização desta solução, considerando a opção 4 dos estudos de revisão da Diretiva Lamas (RPA, 2010), admitindo-se como alternativa base a deposição em aterro (no Aterro de resíduos não perigosos de Beja);
- Manutenção da intensidade carbónica da produção de energia elétrica nos valores atuais, como no cenário central.

A consideração do cenário pessimista teve como objetivo principal a avaliação da importância, por um lado, da manutenção futura da possibilidade de valorização das lamas no solo, em termos da mitigação das emissões, e, por outro, da deposição de lamas em aterro enquanto solução fortemente penalizadora das emissões.

Não foi considerada, no estabelecimento destes cenários, uma eventual hipótese de agravamento das exigências relacionadas com o nível de tratamento requerido para as águas residuais descarregadas na ria Formosa.

Os programas em desenvolvimento visando a utilização racional e eficiente da água, designadamente o PNUEA, resultarão numa evolução futura no sentido da redução das

capitações de água e, assim, dos volumes de águas residuais afluentes às ETAR. Uma vez que as emissões de GEE no tratamento de águas residuais dependem essencialmente das cargas tratadas, esta eventual redução traduzir-se-á num crescimento, ao longo do tempo, da intensidade carbónica do tratamento das águas residuais (as emissões descerão bastante menos do que os volumes a tratar). O RNBC estabelece como meta para 2050, nas atividades associadas ao tratamento de águas residuais, o alcance da intensidade de emissão de 39,5 $gCO_2e$ por habitante servido e por dia. Assim expressa, esta meta não é significativamente afetada pela evolução das capitações.

As análises e avaliações a desenvolver no âmbito do roteiro proposto pressupõem, pelas razões explicitadas no capítulo 5, que as intensidades de emissão sejam referidas ao metro cúbico de águas residuais tratadas. Contudo, esta abordagem não é considerada definitiva, admitindo-se que se possa evoluir para uma abordagem das intensidades de emissão tendo como referência a CQO eliminada ou o habitante equivalente servido.

Nos cenários admitidos foram consideradas as evoluções previstas nos projetos das ETAR de Almargem e Faro Noroeste. Em relação à ETAR de Olhão Nascente admitiu-se que as atuais capitações se manterão ao longo do tempo.

#### 6.4.2.2 Avaliação dos resultados obtidos

A evolução ao longo do tempo das emissões anuais e das intensidades de emissão, individualmente e para o conjunto das três das ETAR em estudo, considerando a atual linha de tratamento e as atuais opções de gestão (situação de referência), foi avaliada com base nos balanços mássicos atrás referidos, para os anos 2012, 2022, 2035 e 2050, adotando as metodologias e formulações propostas no apêndice 1, utilizando o modelo *GEEM-WWT* desenvolvido nesta tese.

Os valores obtidos, para cada ETAR e para o conjunto das três ETAR, são apresentados nas tabelas seguintes (Tabela 6.6 a Tabela 6.9). A evolução prevista é apresentada graficamente nas figuras seguintes (Figura 6.6 a Figura 6.9).

Na análise destas figuras deverá atender-se a que a aparente redução da intensidade carbónica nos anos iniciais nas ETAR de Almargem e de Faro Noroeste, no cenário central, resulta, como já se referiu, do facto de as concentrações de cargas a tratar no ano inicial (obtidas a partir da análise dos dados de exploração) serem superiores às previstas nos projetos para os anos seguintes.

Da análise destas figuras, retiram-se as seguintes conclusões principais:

- no cenário central, a intensidade carbónica global do conjunto das três ETAR tenderá a estabilizar, a partir 2022, num valor da ordem de 0,68 a 0,7 $kgCO_2e/m^3$, com valores individuais de 0,62 a 0,64 $kgCO_2e/m^3$ para as ETAR de Almargem e Faro Noroeste e de 1,45 a 1,49 $kgCO_2e/m^3$ para a ETAR de Olhão Nascente;

- a redução da intensidade carbónica da energia elétrica comprada pelas ETAR, de 0,47 $kgCO_2e/kWh$ para 0,15 $kgCO_2e/kWh$ (cenário otimista), poderá fazer baixar os valores de intensidades individuais referidos no parágrafo anterior em cerca de 30 a 35%;

**Tabela 6.6 - Avaliação da evolução de consumos energéticos e de emissões de GEE na ETAR de Almargem. Situação de referência**

| CENÁRIOS | | Previsão de evolução dos consumos de energia e das emissões *(forecasting)* | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Ano 2012 (1) | | | | Ano 2022 | | | | Ano 2035 | | | | Ano 2050 | | | |
| | | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (2) ($kgCO_2e/m^3$) | Emissões (2) ($tCO_2e$/ano) | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (2) ($kgCO_2e/m^3$) | Emissões (2) ($tCO_2e$/ano) | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (2) ($kgCO_2e/m^3$) | Emissões (2) ($tCO_2e$/ano) | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (2) ($kgCO_2e/m^3$) | Emissões (2) ($tCO_2e$/ano) |
| MANUTENÇÃO DA ATUAL LINHA DE TRATAMENTO | CENÁRIO CENTRAL | 0,74 | 0,00 | 0,77 | 1053 | 0,69 | 0,00 | 0,64 | 1451 | 0,68 | 0,00 | 0,64 | 1870 | 0,65 | 0,00 | 0,62 | 2368 |
| | CENÁRIO OTIMISTA | 0,74 | 0,00 | 0,77 | 1053 | 0,69 | 0,00 | 0,41 | 922 | 0,68 | 0,00 | 0,40 | 1179 | 0,65 | 0,00 | 0,40 | 1512 |
| | CENÁRIO PESSIMISTA | 0,74 | 0,00 | 0,77 | 1053 | 0,67 | 0,00 | 1,49 | 3363 | 0,67 | 0,00 | 1,62 | 4760 | 0,64 | 0,00 | 1,58 | 5988 |

(1) - Considerando as afluências reais verificadas em 2012

(2) - Não contabilizando as emissões de $CO_2$ de origem biogénica nem as associadas à queima de biomassa

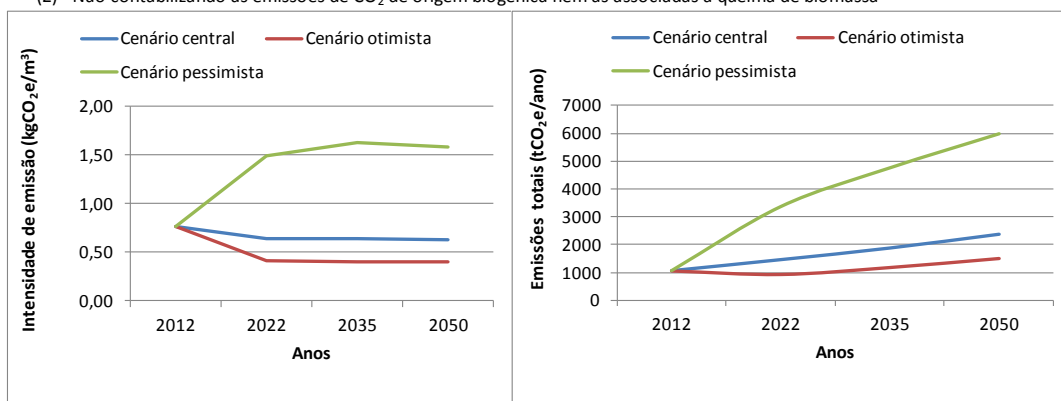



**Figura 6.6 - Avaliação da evolução das emissões de GEE na ETAR de Almargem. Situação de referência**

**Tabela 6.7- Avaliação da evolução de consumos energéticos e de emissões de GEE na ETAR de Faro Noroeste. Situação de referência**

| CENÁRIOS | | Previsão de evolução dos consumos de energia e das emissões *(forecasting)* | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Ano 2012 (1) | | | | Ano 2022 | | | | Ano 2035 | | | | Ano 2050 | | | |
| | | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (2) ($kgCO_2e/m^3$) | Emissões (2) ($tCO_2e$/ano) | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (2) ($kgCO_2e/m^3$) | Emissões (2) ($tCO_2e$/ano) | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (2) ($kgCO_2e/m^3$) | Emissões (2) ($tCO_2e$/ano) | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (2) ($kgCO_2e/m^3$) | Emissões (2) ($tCO_2e$/ano) |
| MANUTENÇÃO DA ATUAL LINHA DE TRATAMENTO | CENÁRIO CENTRAL | 0,75 | 0,00 | 0,84 | 1235 | 0,57 | 0,00 | 0,64 | 2635 | 0,55 | 0,00 | 0,62 | 2832 | 0,55 | 0,00 | 0,62 | 3108 |
| | CENÁRIO OTIMISTA | 0,75 | 0,00 | 0,84 | 1235 | 0,57 | 0,00 | 0,43 | 1797 | 0,55 | 0,00 | 0,43 | 1952 | 0,55 | 0,00 | 0,43 | 2148 |
| | CENÁRIO PESSIMISTA | 0,75 | 0,00 | 0,84 | 1235 | 0,56 | 0,00 | 1,19 | 4920 | 0,54 | 0,00 | 1,23 | 5614 | 0,54 | 0,00 | 1,20 | 6049 |

(1) - Considerando as afluências reais verificadas em 2012, as quais são cerca de 50% das previstas no projeto da ETAR de Faro NW, devido ao facto de uma parte da rede não estar ainda a ser encaminhada para a ETAR

(2) - Não contabilizando as emissões de $CO_2$ de origem biogénica nem as associadas à queima de biomassa

- eventuais condicionantes técnicas, económicas ou jurídico-regulatórias que inviabilizem a valorização no solo das lamas, se não puderem ser acompanhadas pela adoção de outras soluções de valorização, implicando a deposição em aterro, trarão um enorme agravamento das emissões de GEE, subindo as intensidades carbónicas do tratamento de águas residuais para cerca do dobro das que se verificariam no cenário central.

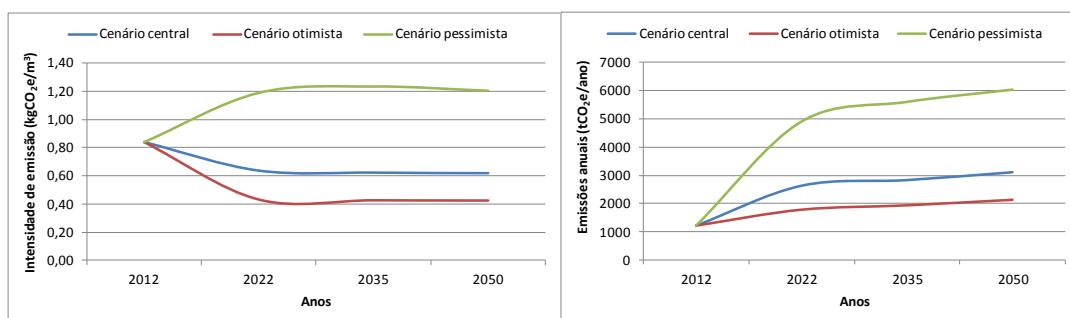



**Figura 6.7 - Avaliação da evolução das emissões de GEE na ETAR de Faro Noroeste. Situação de referência**

**Tabela 6.8 - Avaliação da evolução de consumos energéticos e de emissões de GEE na ETAR de Olhão Nascente. Situação de referência**

| CENÁRIOS | | Previsão de evolução dos consumos de energia e das emissões *(forecasting)* | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Ano 2012 | | | | Ano 2022 | | | | Ano 2035 | | | | Ano 2050 | | | |
| | | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (1) | | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (1) | | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (1) | | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (1) | |
| | | | | ($kgCO_2e$/m³) | ($tCO_2e$/ano) | | | ($kgCO_2e$/m³) | ($tCO_2e$/ano) | | | ($kgCO_2e$/m³) | ($tCO_2e$/ano) | | | ($kgCO_2e$/m³) | ($tCO_2e$/ano) |
| MANUTENÇÃO DA ATUAL LINHA DE TRATAMENTO | CENÁRIO CENTRAL | 0,89 | 0,00 | 1,41 | 682 | 0,89 | 0,00 | 1,49 | 782 | 0,88 | 0,00 | 1,47 | 857 | 0,88 | 0,00 | 1,45 | 943 |
| | CENÁRIO OTIMISTA | 0,89 | 0,00 | 1,41 | 682 | 0,89 | 0,00 | 1,13 | 592 | 0,88 | 0,00 | 1,12 | 652 | 0,88 | 0,00 | 1,10 | 719 |
| | CENÁRIO PESSIMISTA | 0,89 | 0,00 | 1,41 | 682 | 0,87 | 0,00 | 2,24 | 1178 | 0,87 | 0,00 | 2,22 | 1296 | 0,86 | 0,00 | 2,19 | 1428 |

(1) - Não contabilizando as emissões de $CO_2$ de origem biogénica nem as associadas à queima de biomassa

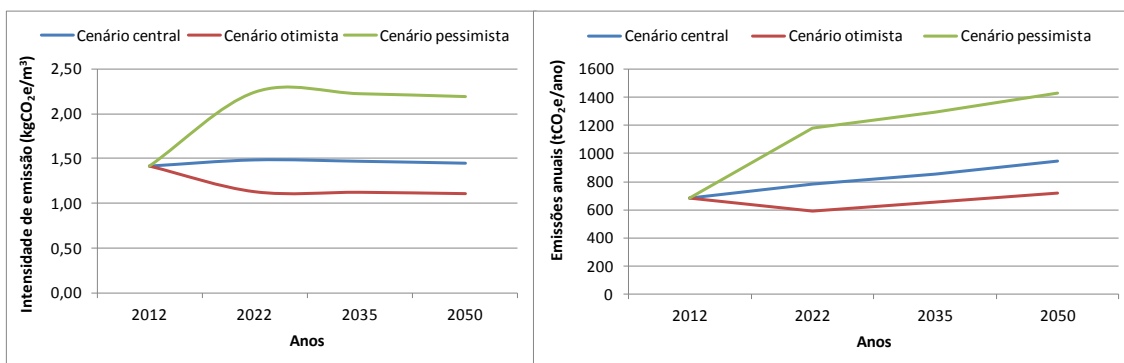



**Figura 6.8 - Avaliação da evolução das emissões de GEE na ETAR de Olhão Nascente. Situação de referência**

**Tabela 6.9 - Avaliação da evolução de consumos energéticos e de emissões de GEE no conjunto das três ETAR. Situação de referência**

| CENÁRIOS | | Previsão de evolução dos consumos de energia e das emissões *(forecasting)* | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Ano 2012 | | | | Ano 2022 | | | | Ano 2035 | | | | Ano 2050 | | | |
| | | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (m³/m³) | Emissões (1) (kgCO₂e/m³) | Emissões (1) (tCO₂e/ano) | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (m³/m³) | Emissões (1) (kgCO₂e/m³) | Emissões (1) (tCO₂e/ano) | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (m³/m³) | Emissões (1) (kgCO₂e/m³) | Emissões (1) (tCO₂e/ano) | Consumo energia (kWh/m³) | Consumo gás natural (kWh/m³) | Emissões (1) (kgCO₂e/m³) | Emissões (1) (tCO₂e/ano) |
| MANUTENÇÃO DA ATUAL LINHA DE TRATAMENTO | CENÁRIO CENTRAL | 0,77 | | 0,89 | 2970 | 0,64 | | 0,70 | 4867 | 0,62 | | 0,69 | 5560 | 0,61 | | 0,68 | 6419 |
| | CENÁRIO OTIMISTA | 0,77 | | 0,89 | 2970 | 0,63 | | 0,48 | 3311 | 0,62 | | 0,47 | 3783 | 0,61 | | 0,46 | 4379 |
| | CENÁRIO PESSIMISTA | 0,77 | | 0,89 | 2970 | 0,64 | | 1,37 | 9461 | 0,62 | | 1,45 | 11670 | 0,61 | | 1,42 | 13465 |

(1) - Não contabilizando as emissões de $CO_2$ de origem biogénica nem as associadas à queima de biomassa

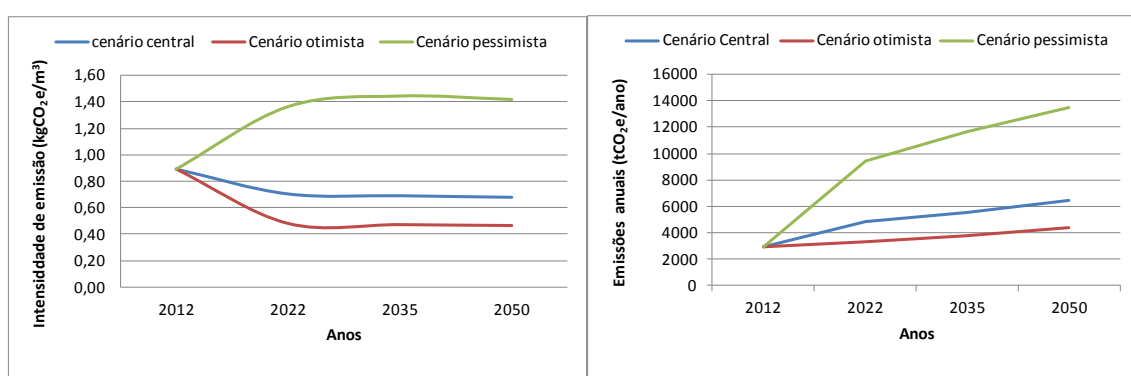



**Figura 6.9 - Avaliação da evolução das emissões de GEE no conjunto de três ETAR. Situação de referência**

### 6.4.3 Previsão retrospetiva - avaliação de emissões nos anos de referência de metas de redução de emissões

As metas de redução de emissões são definidas, por vezes, tomando como referência anos passados. Por exemplo, reduzir, até 2030, as emissões totais em determinada percentagem, relativamente às emissões verificadas no ano 2010. Nestes casos torna-se necessária uma análise de evolução no sentido do passado, para avaliar as emissões que terão ocorrido num ano já passado.

Duas das ETAR em estudo entraram recentemente em exploração, pelo que não fará sentido este tipo de análise. Ainda que se possa pensar que as atuais ETAR substituíram ETAR existentes, o tipo e nível de tratamento alterou-se profundamente nas novas instalações. Assim, considerou-se o ano 2012 como ano de referência das metas de redução de emissões de GEE admitidas.

### 6.4.4 Evolução do consumo energético

Na Figura 6.10 é apresentada a avaliação da evolução dos consumos específicos de energia elétrica, para cada ETAR e, globalmente, para o conjunto de ETAR em estudo, considerando a situação de referência (opções de gestão e linhas de tratamento atuais).

De salientar que a evolução destes consumos não varia com os cenários admitidos, uma vez que tais cenários envolvem hipóteses sobre a evolução da intensidade carbónica da produção da energia consumida e não sobre os consumos.

Pelas mesmas razões já atrás explicitadas, a respeito da intensidade carbónica no ano 2012, o consumo específico de energia elétrica verificado neste ano nas ETAR de Almargem e Faro Noroeste poderá não ser característico, pelo que a aparente descida do consumo específico nos anos iniciais poderá resultar, apenas, do facto de as concentrações das cargas a tratar em 2012 serem superiores à prevista no projeto e de se estimar o seu abaixamento na evolução para 2022.

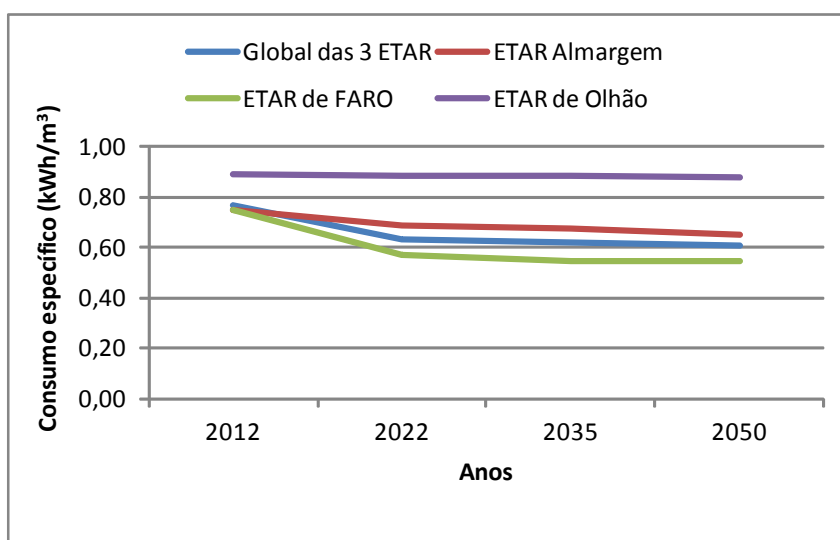



**Figura 6.10 - Consumos específicos de energia elétrica. Valores atuais e avaliação da sua evolução na situação de referência**

## 6.5 Estabelecimento de cenários e metas de redução de emissões de GEE

### 6.5.1 Análise dos cenários previstos na legislação e nos planos e programas nacionais e comunitários

No estabelecimento de cenários de melhoria das eficiências energéticas e de redução de emissões de GEE nas ETAR que constituem o caso de estudo foram considerados os seguintes documentos programáticos e legislativos mais relevantes:

● No âmbito da eficiência energética e da utilização de energias renováveis:

- o Roteiro Nacional das Energias Renováveis (RNER), de Março 2010, estabelece as seguintes metas, no ano horizonte de 2020: incorporação de 31% de fontes renováveis de

energia no consumo total de energia; 82,2% de integração de energias renováveis na produção nacional de energia elétrica; instalação de 130 MW em biogás de digestão anaeróbia e de 1500 MW em energia solar (APREN, 2010).

- a Resolução do Conselho de Ministros Nº2/2011 concretiza a Estratégia Nacional para a Energia com o horizonte 2020 (ENE 2020), aprovada pela RCM Nº29/2010 de 15 de Abril, fixando como objetivo principal a obtenção, até 2020, nos serviços e organismos da administração pública e nos equipamentos públicos, de uma melhoria de eficiência energética de 20%, relativamente à situação verificada à data;

● No âmbito da mitigação das alterações climáticas:

- o Roteiro Nacional de Baixo Carbono (RNBC) prevê, para o setor das águas residuais reduções de 7% em 2020 e de 12% (cenário alto de evolução da produção de resíduos e águas residuais) a 22% (cenário baixo) em 2030, tomando como referência as emissões em 1990; prevê ainda, no ano horizonte 2050, intensidades de emissão no setor das águas residuais de 39,5 g$CO_2$e/HE.dia [10](APA, 2012);

● No âmbito da reutilização de águas residuais:

- o PEAASAR 2007-2013 (Despacho Nº 2339/2007 de 28 de Dezembro de 2006) aponta como meta de referência a reutilização de 10% das águas residuais tratadas[11];

- a Estratégia Nacional para Adaptação às Alterações Climáticas - Recursos Hídricos (ENAAC-RH) define um conjunto de medidas de adaptação, nas quais está incluída a promoção da reutilização de águas residuais, considerada na Medida RH 3.1 (Oliveira, 2011);

● No âmbito da gestão de resíduos:

- o Plano Nacional de Gestão de Resíduos (PNGR) (Proposta de Maio de 2011) apresenta uma visão inequívoca relativamente à gestão de resíduos: «*Promover uma gestão de resíduos integrada no ciclo de vida dos produtos, centrada numa economia tendencialmente circular e que garanta uma maior eficiência na utilização dos recursos naturais*».

### 6.5.2 Formulação de metas de redução de emissões

Por hipótese de trabalho, admitiu-se que as discussões e negociações em eventuais futuras iniciativas ”*roadmapping*”, visando acordos respeitantes a objetivos e metas temporais no domínio da eficiência energética e das emissões de GEE, designadamente no setor do tratamento de águas residuais, tenderão para a proposta das seguintes metas, aplicáveis às emissões das ETAR objeto deste caso de estudo:

1- redução de emissões anuais globais (t$CO_2$e/ano) no tratamento de águas residuais, independentemente da expansão futura do serviço:

- no ano horizonte 2022: redução das emissões de GEE para 90% das verificadas em 2012[12];

[10] A unidade indicada nesta fonte é g$CO_2$e/HE. Admite-se que a unidade correta é g$CO_2$e/(HE.dia)

11 Meta cujo alcance ficou muito distante (0,1%), de acordo com o PENSAAR 2020.

[12] Por exemplo: se as emissões em 2012 tiverem sido 100 t$CO_2$/ano, em 2022 serão 90 t$CO_2$/ano, se esta meta for atingida

- no horizonte 2035: redução para 78% das emissões totais anuais verificadas em 2012;

2- alcance, em 2050, da intensidade carbónica de 39,5 $gCO_2e$/(HE.dia) no tratamento de águas residuais (meta prevista no RNBC), valor que, considerando uma capitação de águas residuais de 180L/(HE.dia), corresponde a uma intensidade carbónica de cerca de 0,22 $kgCO_2e/m^3$ de águas residuais tratadas.

Os anos referência destas metas, previstos nos documentos listados no item anterior, variam de documento para documento. Contudo, no que respeita às ETAR objeto de estudo, cuja entrada em funcionamento com as suas linhas processuais atuais é relativamente recente, considerou-se, como já referido, o ano 2012 como ano de referência das metas em análise.

### 6.5.3 Formulação de cenários e metas intermédias a partir de análises de "*backcasting*".

#### 6.5.3.1 Cenários de evolução da intensidade carbónica da produção da energia consumida nas ETAR

Como se verificou no item relativo à avaliação da situação atual, as emissões associadas ao funcionamento das ETAR têm como principais origens o consumo de energia elétrica comprada e o tratamento e deposição/valorização dos subprodutos do tratamento.

A influência do consumo de energia elétrica depende, quer do consumo propriamente dito, quer da intensidade carbónica da produção da energia consumida. Torna-se por isso interessante avaliar as seguintes metas intermédias relacionadas com estes consumos:

- obtenção, até 2020, de melhorias de eficiência de 20% no consumo de energia, como previsto na ENE 2020;
- incorporação, até 2020, de 31% de energias renováveis no consumo total de energia no tratamento de águas residuais, como previsto no RNER (quota-parte para o setor).
- integração, até 2020, de 82,2% de origens renováveis na produção nacional de energia elétrica, como previsto no RNER.

O alcance das duas primeiras metas intermédias referidas depende da decisão da AdA. Admite-se que, na sequência da realização de auditorias energéticas nas ETAR em estudo, seja possível identificar algumas oportunidades de melhoria de eficiência energética. Contudo não serão expectáveis melhorias significativas, dado o facto de as instalações já serem exploradas em condições próximas das suas melhores eficiências, sobretudo nos casos das ETAR de Almargem e Faro Noroeste.

O alcance da meta de incorporação, até 2030, de 31% de energias renováveis no consumo energético poderá confrontar-se com algumas dificuldades nas ETAR em estudo, cuja dimensão dificilmente viabilizará, do ponto de vista económico, a digestão anaeróbia com valorização do biogás. Como adiante se verá, o cumprimento de algumas metas de redução de emissões implicará a recuperação da energia contida nas águas residuais, admitindo-se

soluções assentes no tratamento conjunto das lamas das 3 ETAR, centralizado na ETAR de Faro Noroeste, para efeito de obtenção de economias de aglutinação.
O aproveitamento das energias solar e eólica debate-se com as dificuldades de compatibilização da variabilidade destas fontes com a constância e fiabilidade requerida para o fornecimento de energia, perante as dificuldades de armazenamento de energia na ETAR. A AdA tem vindo a implementar um conjunto de aproveitamentos de energia solar nas suas instalações. Na ETAR de Olhão Nascente existe um parque de painéis fotovoltaicos. A energia produzida por este equipamento é vendida diretamente para o exterior, sem entrar no balanço interno de consumo energético da instalação. Neste enquadramento, admite-se que a consideração desta aproveitamento como medida de redução de emissões associadas especificamente ao tratamento de águas residuais poderá ser questionável.
A meta de integração, até 2020, de 82,2% de origens renováveis na produção nacional de energia elétrica (prevista no RNER) não depende da AdA e poderá não se concretizar. Por esta razão se admitem os dois cenários de evolução já atrás descritos: o cenário central que admite a intensidade carbónica da energia elétrica comprada pelas ETAR constante ao longo dos anos e igual ao valor de 0,47 kg$CO_2$e/kWh; e outro (cenário otimista) que admite que este valor descerá para cerca de 0,15 kg$CO_2$e/kWh até 2020.
Este último valor foi estimado admitindo que o valor de 0,47 $CO_2$e/kWh estabelecido pela Portaria Nº63/2008, de 23 de Janeiro, tenha sido estabelecido quando a percentagem de incorporação de FER era da ordem de 30% e considerando, como hipótese de trabalho, uma intensidade da produção de eletricidade a partir de renováveis (hídrica, eólica e solar) de 0,05 kg$CO_2$e/kWh.
A avaliação das medidas a adotar para atingir os cenários de redução de emissões equacionados foi efetuada para cada um destes cenários.

#### 6.5.3.2 Cenários de evolução das possibilidades de valorização de lamas no solo

A AdA desenvolveu um estudo de um modelo de gestão de lamas das ETAR da região do Algarve. Da leitura das conclusões do relatório da Fase II dos estudos daquele modelo retiram-se as seguintes conclusões interessantes para o caso de estudo em análise (AGROGES *et al.*, 2005):

1- A área agrícola existente na região algarvia em solos com interesse médio a elevado para receção de lamas ronda os cem mil hectares, enquanto que as áreas necessárias para receber a totalidade das lamas produzidas nas ETAR da região (no ano 2025) será da ordem dos três mil hectares;

2- As áreas agrícolas onde são praticadas atividades de boa rentabilidade, nas quais será possível obter uma boa rentabilização para a aplicação de lamas, limitam-se, contudo, a vinte e seis mil hectares, no caso de as lamas serem higienizadas;

3- Os estudos desenvolvidos revelaram um conjunto de limitações que fazem com que a área disponível para receção de lamas seja significativamente inferior, sobretudo no Sotavento (zona mais interessante para a aplicação das lamas produzidas pelas ETAR em estudo).

Este conjunto de conclusões, associado, por um lado, ao facto de as lamas competirem com outros produtos recicláveis no solo, designadamente compostos resultantes de resíduos urbanos e lamas de atividade industrial, e, por outro, à incerteza ainda reinante quanto à revisão, em curso, da diretiva comunitária relativa à aplicação de biossólidos no solo, justificou a consideração dos cenários central e pessimista já atrás descritos.

## 6.6 Avaliação das necessidades de redução de emissões

### 6.6.1 Curvas de referência da evolução de emissões. Solução "*nada fazer*" (Situação de referência)

Na Figura 6.11 estão representadas graficamente as curvas de evolução das emissões anuais totais associadas ao funcionamento do conjunto das três ETAR considerando a sua configuração atual em termos de linhas de tratamento e de modos de gestão (situação de referência ou de "*nada fazer*"), nos três cenários considerados, bem como a curva de evolução das mesmas emissões correspondente ao alcance das metas de redução de emissões admitidas.

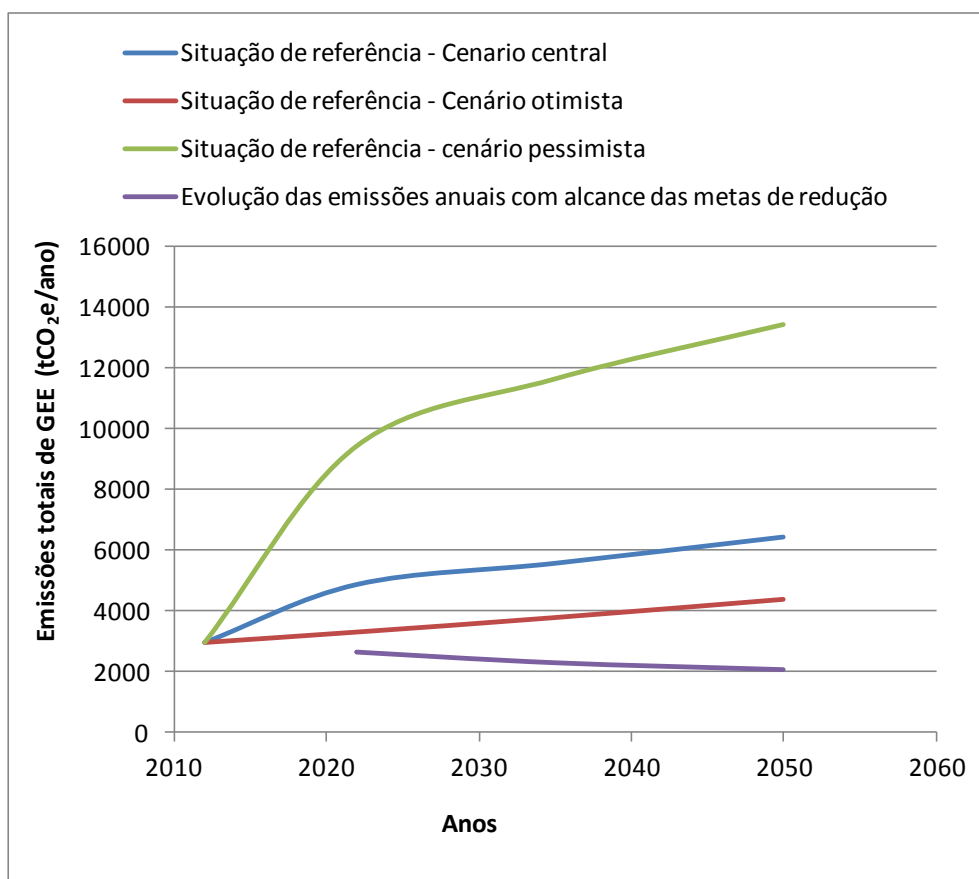



**Figura 6.11- Curvas de evolução previsível das emissões anuais de GEE no conjunto das três ETAR. Situação de referência e situação após o alcance das metas de redução**

Na Figura 6.12 são representadas graficamente as mesmas curvas referidas nos parágrafos anteriores, mas referindo-se, agora, à intensidade carbónica global de funcionamento das três ETAR em estudo.

Estão representadas as curvas de referência correspondentes aos três cenários de evolução da situação "*nada fazer*" considerados. Com a apresentação da linha correspondente ao cenário pessimista pretende-se, como já se referiu, avaliar o grande agravamento de emissões resultante de uma eventual inviabilização ou proibição da valorização de lamas no solo (as emissões subiriam para mais do dobro, no caso de a única alternativa viável à valorização no solo ser a deposição em aterro) e evidenciar a importância da tomada das medidas e ações que possam minimizar as probabilidades de tal inviabilização.

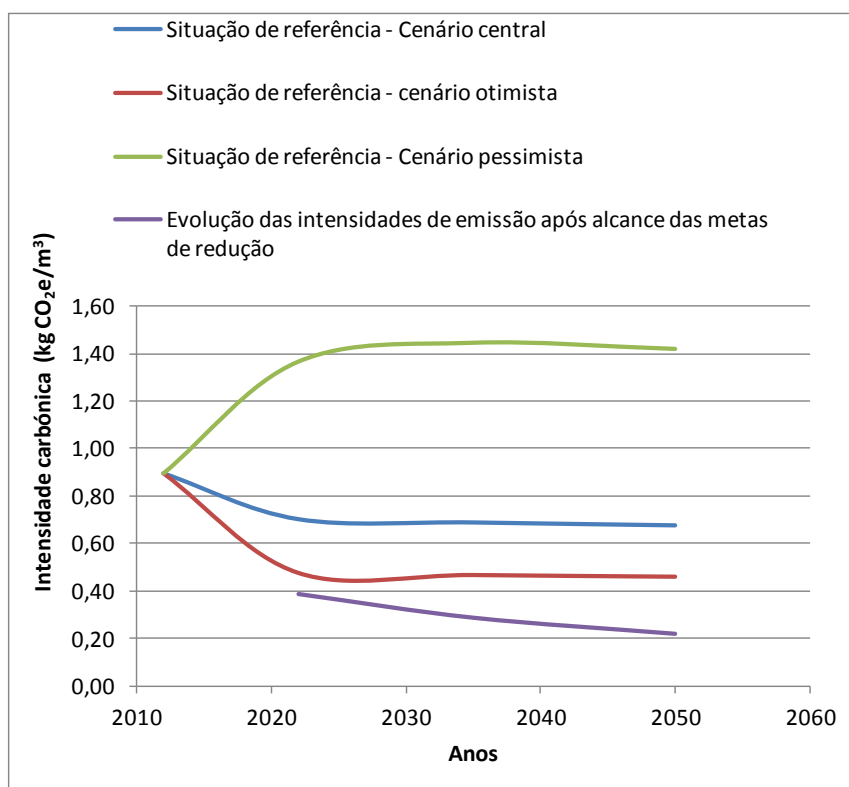



**Figura 6.12 - Curvas de evolução previsível da intensidade carbónica global do conjunto das três ETAR. Situação de referência e situação após o alcance das metas de redução**

### 6.6.2 Necessidades de redução de emissões nos horizontes temporais dos cenários de redução

As necessidades de redução de emissões, no conjunto das três ETAR em estudo, para alcançar as metas consideradas são apresentadas na Tabela 6.10, para os três cenários considerados.

O valor de 3243 t$CO_2$e/ano (considerado a título de exemplo) previsto na Tabela 6.10 para o ano 2035 no cenário central, significa que, para atingir a meta admitida, será necessário tomar medidas que promovam uma redução de 3243 t$CO_2$e nesse ano, relativamente às emissões que existiriam nesse mesmo ano, no mesmo cenário central, se nada fosse feito, isto é, se se

mantivessem as atuais linhas de tratamento e as atuais formas de gestão e exploração das ETAR (segmento AC da Figura 5.3 do capítulo 5). Com esta redução, as emissões em 2035 serão de 5560[13]-3243 = 2317 $tCO_2e$, valor que representa 78% das emissões verificadas em 2012 (2970 $tCO_2e$), como estabelecido na meta para o ano horizonte 2035.

A curva de evolução futura das emissões anuais totais, para o conjunto das três ETAR em estudo, após cumprimento das metas de redução admitidas, está representada na Figura 6.11. A mesma curva de evolução, referida agora às intensidades de emissão, encontra-se representada na Figura 6.12. A comparação das curvas de evolução de emissões na situação *de referência* (solução "*nada fazer*"), correspondentes a cada um dos três cenários admitidos, com a curva de evolução que resultará do cumprimento das metas, evidencia a dimensão das reduções de emissões necessárias para o alcance destas metas.

## 6.7 Estimativa das reduções de emissões operativas proporcionadas pelas medidas e ações elegíveis

### 6.7.1 Metodologia

Para cada medida elegível de redução de emissões em cada ETAR foi efetuada uma estimação das emissões operativas, considerando essa medida implementada (ponto D da Figura 5.4 do capítulo 5), nos anos horizonte das metas de redução admitidas.

A redução de emissões operativas proporcionada por essa medida, em determinado ano horizonte, para cada um dos cenários de evolução da situação de referência (otimista, central e pessimista) é estimada através da dedução, às emissões anuais estimadas nesse ano na ETAR na solução de "*nada fazer*", no cenário de evolução considerado (sem implementação da medida – ponto A da Figura 5.4 do capítulo 5), das emissões estimadas nesse mesmo ano e considerando a medida implementada (ponto D da Figura 5.4 do capítulo 5), resultando no valor dado pelo segmento AD da mesma figura.

As estimativas de emissões de GEE foram elaboradas com base na aplicação do modelo de estimação *GEEM-WWT* desenvolvido no âmbito desta tese, o qual aplica as metodologias e formulações propostas no apêndice 1.

### 6.7.2 Medidas visando a melhoria de eficiência energética (medidas do tipo M1)

As ETAR de Almargem e Faro Noroeste foram recentemente construídas, segundo uma conceção e dispondo de equipamentos de controlo que permitem uma boa eficiência da utilização energética, admitindo-se que as possibilidades de melhoria, seja através da melhoria de equipamentos, seja através da adoção de práticas de exploração mais eficientes, não serão muito significativas. Em relação à ETAR de Olhão Nascente, admite-se poder haver algumas possibilidades de melhoria de eficiência. Assim, e tendo em conta a meta estabelecida no ENE

[13] Valor constante na Tabela 6.9

2020 de uma melhoria de eficiência energética nos equipamentos públicos de 20%, no ano horizonte de 2020, admite-se, como mera hipótese de trabalho, que será possível atingir, no

**Tabela 6.10– Necessidades de redução das emissões para alcançar as metas consideradas**

| Anos | Cenário pessimista | | Cenário Central | | Cenário otimista | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Redução da intensidade ($kgCO_2e/m^3$) | Redução das emissões anuais ($tCO_2e$/ano) | Redução da intensidade ($kgCO_2e/m^3$) | Redução das emissões anuais ($tCO_2e$/ano) | Redução da intensidade ($kgCO_2e/m^3$) | Redução das emissões anuais ($tCO_2e$/ano) |
| 2022 | 0,98 | 6789 | 0,32 | 2195 | 0,09 | 638 |
| 2035 | 1,16 | 9353 | 0,40 | 3243 | 0,18 | 1467 |
| 2050 | 1,20 | 11379 | 0,46 | 4333 | 0,24 | 2293 |

horizonte referido, melhorias de eficiência de 10% nas ETAR de Almargem e Faro Noroeste e de 20% na ETAR de Olhão Nascente.

De acordo com os critérios de classificação propostos no capítulo 5, estas medidas são classificadas no tipo M1 (melhorias de eficiência energética). Os valores das reduções de emissões operativas proporcionadas por estas medidas tipo M1, nos diferentes cenários analisados e nos anos horizonte 2022, 2035 e 2050, figuram na matriz B das tabelas apresentadas no item 6.10 (Tabela 6.15 a Tabela 6.23).

Estes valores de redução de emissões de GEE foram obtidos dividindo o valor da poupança de energia elétrica conseguida (em kWh), pela intensidade carbónica da energia elétrica comprada (0,47 $kgCO_2e$/kWh).

### 6.7.3 Medidas visando a maximização da valorização de lamas (medidas do tipo M2)

Nos cenários central e otimista admite-se que as condicionantes à valorização de lamas se manterão inalteráveis no futuro, fazendo sentido considerar, como medidas do tipo M2 (maximização da reciclagem de materiais), as medidas necessárias para permitir a valorização agrícola de 100% das lamas produzidas nas ETAR de Faro Noroeste e Olhão Nascente, como já acontece atualmente na ETAR de Almargem.

Os valores das reduções de emissões operativas proporcionadas por esta medida, nos cenários otimista e pessimista e nos anos horizonte 2022, 2035 e 2050, figuram na matriz B das tabelas apresentadas no item 6.10 (Tabela 6.15 a Tabela 6.23).

Estes valores foram obtidos através da aplicação das metodologias e formulações propostas nesta tese e descritas no apêndice 1, utilizando o modelo *GEEM-WWT*.

### 6.7.4 Medidas visando a eliminação biológica de gorduras (medidas do tipo M3)

Como se concluiu pela análise das estimativas de emissões associadas ao tratamento preliminar e primário, estas têm um peso significativo no total de emissões, essencialmente devido ao facto de as gorduras produzidas serem depositadas em aterro.

Neste sentido, um conjunto de medidas elegíveis, classificadas no tipo M3 (melhorias nas linhas de tratamento), passa pela instalação de uma unidade de tratamento biológico de gorduras em cada uma das três ETAR, por forma a eliminar a necessidades de deposição de gorduras em aterro.

No balanço de emissões associadas a esta medida haverá que considerar, por um lado, as poupanças de emissões associadas à eliminação da deposição em aterro e, por outro, as emissões associadas ao consumo energético na oxidação biológica das gorduras. O consumo energético foi estimado em 30 $kWh/m^3$ de gorduras tratadas, com base nos seguintes pressupostos (Canler, 2001):

- carga de CQO nas gorduras à saída do concentrador – 60 g/L;
- consumo de oxigénio no processo biológico – 0,7 kg $O_2$/kg de CQO eliminada;
- rendimento de transferência de oxigénio – 1,4 kg$O_2$/kWh.

Na avaliação de emissões de GEE associadas ao processo biológico de tratamento de gorduras foram consideradas negligenciáveis as emissões associadas à eventual utilização de nutrientes e ao acréscimo de lamas produzidas no processo.

Os valores das reduções de emissões operativas proporcionadas por esta medida, nos diferentes cenários analisados e nos anos horizonte 2022, 2035 e 2050, figuram na matriz B das tabelas apresentadas no item 6.10 (Tabela 6.15 a Tabela 6.20). De referir que, no cenário pessimista, não se prevê a utilização do tratamento biológico de gorduras, em virtude de a recuperação de energia incorporada nas águas residuais, mediante digestão anaeróbia, ser necessária para cumprir a meta de redução logo no ano 2022.

### 6.7.5 Medidas visando o aproveitamento da energia contida nas águas residuais (Medidas do tipo 3A e 3B). Cenário central.

Como adiante se verá, as medidas dos tipos M1, M2 e M3 revelaram-se insuficientes para atingir as metas de redução admitidas nos cenários central e pessimista. Foram, por isso, avaliadas, no cenário central em que se admite a manutenção da viabilidade da valorização de lamas no solo, medidas do tipo M3A e M3B visando a recuperação da energia contida nas águas residuais.

As ETAR em análise não têm dimensão que, individualmente, viabilizem o aproveitamento da energia contida nas águas residuais, admitindo-se, como hipótese de trabalho, uma solução contemplando a digestão anaeróbia das lamas produzidas nas três ETAR, conjunta na ETAR de Faro Noroeste, para a qual seriam transportadas as lamas (desidratadas) e as gorduras de Almargem e de Olhão Nascente. Estas lamas desidratadas (a desidratação permitirá reduzir os impactos deste transporte) seriam misturadas com as lamas biológicas extraídas dos reatores biológicos da ETAR de Faro Noroeste.

A escolha da ETAR de Faro Noroeste para a instalação do tratamento conjunto poderá não se justificar com base na otimização das distâncias de transporte, mas parece ser aquela que proporciona condições de mistura de lamas biológicas (concentrações da ordem de 0,5%) com

lamas desidratadas (concentrações da ordem de 20%) que permitem obter lamas misturadas com concentrações mais próximas das adequadas para os processos a jusante. Não foram considerados eventuais constrangimentos ou condicionantes locais à implantação da solução na ETAR de Faro Noroeste.

Prevê-se, nesta solução, a instalação, a montante da digestão anaeróbia, de um processo de hidrólise térmica, com três objetivos essenciais:

- promover uma maior eficiência da digestão e uma maior produção de biogás;
- compatibilizar as características das lamas à saída da ETAR com as características de qualidade requeridas pelo Decreto-Lei Nº 276/2009, de 2 de Outubro, para a sua valorização no solo;
- evitar tratamentos de estabilização química com cal, os quais poderão condicionar a aplicação das lamas nos solos (que apresentam, em muitas das zonas de aplicação, características alcalinas).

As lamas produzidas seriam objeto de secagem térmica a fim de:

- reduzir as quantidades a armazenar/transportar/aplicar no solo;
- garantir uma melhor manuseabilidade do produto final;
- facilitar a aceitação do produto final pelos seus potenciais recetores.

Admitiu-se, por hipótese de trabalho, que a secagem solar, que seria a solução desejável, do ponto de vista da redução dos consumos energéticos, pois permitiria a integração de energia solar, se revelou incompatível com as disponibilidades de espaço e condições de enquadramento da ETAR de Faro Noroeste.

O biogás produzido seria valorizado em cogeração, com aproveitamento do calor no aquecimento da digestão, na hidrólise térmica, na desidratação mecânica e na secagem térmica. Eventuais insuficiências do biogás produzido seriam compensadas com recurso a gás natural.

A digestão anaeróbia provoca elevados teores de amónia nas escorrências e sobrenadantes do tratamento de lamas, o que pode afetar os consumos de energia no arejamento, situação agravada pelo facto de a ETAR de Faro Noroeste tratar, nesta solução, as lamas das três ETAR. Para minimizar este impacto e otimizar a eficiência energética da instalação, seria instalada uma unidade específica para oxidação biológica da amónia baseada, por exemplo, na utilização do processo *ANAMOX*, destinada ao tratamento destas escorrências e sobrenadantes, previamente ao seu encaminhamento para a cabeça da ETAR.

Em resumo, este conjunto de medidas, classificado no tipo M3A (de acordo com a classificação proposta no capítulo 5), engloba as seguintes intervenções:

- na ETAR de Faro Noroeste:
  - condicionamento do funcionamento das instalações de espessamento de lamas às necessidades de acerto da concentração final de lamas a digerir (resultantes da mistura das lamas das 3 ETAR em estudo);
  - alteração da linha de tratamento de lamas, incluindo:

● elevação de lamas biológicas em excesso, retiradas diretamente dos reatores biológicos;

● homogeneização e mistura com as lamas provenientes das outras ETAR;

● hidrólise térmica;

● digestão anaeróbia mesofílica;

● valorização energética do biogás produzido, em instalação de cogeração, com recuperação do calor no aquecimento da digestão, na hidrólise térmica na desidratação e na secagem térmica;

● reforço da capacidade de desidratação (integrando as instalações existentes);

● instalação de secagem térmica;

● armazenamento para valorização no solo;

- instalação de uma unidade de oxidação biológica especificamente concebida para a oxidação da amónia, para tratamento das escorrências e sobrenadantes provenientes do tratamento de lamas, previamente à sua condução à entrada da ETAR.

- na ETAR de Almargem:

● retirada de serviço da instalação de calagem de lamas.

As lamas produzidas, com características de biossólido classe A e com sicidades da ordem dos 90%, seriam valorizadas no solo, na sua totalidade.

A produção de energia elétrica em cogeração, em instalação dimensionada para produzir o calor necessário para aquecimento da digestão, para a hidrólise térmica, para a desidratação mecânica e para a secagem térmica, poderá superar as necessidades de energia da ETAR de Faro Noroeste, pelo menos em determinados períodos de menor consumo. Por esta razão, a implementação deste conjunto de intervenções pressupõe a possibilidade de ponto de ligação à RESP e de exportação de energia para a rede pública, naqueles períodos de excedência da energia elétrica produzida. O armazenamento em alta pressão poderá ser equacionado para aumentar a capacidade de armazenamento de biogás. As disponibilidades de biogás não seriam suficientes para alimentar a cogeração assim dimensionada, e seria necessário o seu complemento com gás natural, por exemplo.

Admitindo-se a possibilidade de se verificarem condicionantes à implementação da linha descrita, foi analisada uma solução sem secagem térmica, com valorização no solo das lamas desidratadas, com sicidades de 20 a 22% (conjunto de medidas classificadas no tipo M3B). Admitiu-se que a hidrólise térmica garantirá um biossólido classe A e, assim, que as desvantagens desta opção se limitarão a condições de armazenamento/manuseio mais desfavoráveis e ao aumento das quantidades de lamas a transportar/aplicar.

Os resultados obtidos, em termos das estimativas de consumos energéticos e das emissões de GEE associadas a estas medidas tipos M3A e M3B são apresentados na Tabela 6.11. A redução de emissões de GEE, relativamente à hipótese de manutenção das atuais linhas de

tratamento das ETAR, proporcionada pela implementação das medidas tipo M3A assume valores de cerca de 50% em 2022, no cenário central (as emissões totais passariam do valor de 4867 $tCO_2e$/ano indicado na Tabela 6.9, para o valor de 2447 $tCO_2e$/ano indicado na Tabela 6.11) e cerca de 42% em 2050.

**Tabela 6.11 - Estimativa dos consumos energéticos e das emissões operativas de GEE após implementação das medidas alternativas tipos M3A e M3B**

| | ETAR | Ano 2022 | | | | Ano 2035 | | | | Ano 2050 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Consumo energia ($kWh/m^3$) | Consumo gás natural ($m^3/m^3$) | Emissões (1) | | Consumo energia ($kWh/m^3$) | Consumo gás natural ($m^3/m^3$) | Emissões (1) | | Consumo energia ($kWh/m^3$) | Consumo gás natural ($m^3/m^3$) | Emissões (1) | |
| | | | | ($kgCO_2e/m^3$) | ($tCO_2e$/ano) | | | ($kgCO_2e/m^3$) | ($tCO_2e$/ano) | | | ($kgCO_2e/m^3$) | ($tCO_2e$/ano) |
| MEDIDAS TIPO 3A | ETAR de Almargem | 0,69 | 0,00 | 0,51 | 1161 | 0,67 | 0,00 | 0,51 | 1504 | 0,65 | 0,00 | 0,50 | 1884 |
| | ETAR de Faro Noroeste (HT+DA+CG+ST+VA) | -0,23 | 0,14 | 0,21 | 886 | -0,47 | 0,20 | 0,30 | 1352 | -0,56 | 0,21 | 0,28 | 1402 |
| | ETAR de Olhão Nascente | 0,87 | 0,00 | 0,76 | 401 | 0,87 | 0,00 | 0,74 | 433 | 0,87 | 0,00 | 0,73 | 473 |
| | Conjunto das três ETAR | 0,16 | 0,08 | 0,26 | 2447 | 0,04 | 0,11 | 0,41 | 3289 | 0,02 | 0,11 | 0,40 | 3759 |
| ETAR de Faro Noroeste (HT+DA+CG+VA) MEDIDAS TIPO 3B | | 0,32 | -0,02 | 0,24 | 1075 | 0,29 | -0,05 | 0,29 | 1344 | 0,26 | -0,06 | 0,28 | 1426 |

(1) - Não contabilizando as emissões de $CO_2$ de origem biogénica nem as associadas à queima de biomassa

Esta alteração da linha de tratamento propicia também uma redução significativa do consumo energético global das três ETAR em estudo. Considerando, por exemplo, o ano 2022, o consumo baixará de cerca de 0,64 $kWh/m^3$ (considerando a manutenção das linhas de tratamento atuais – Tabela 6.9) para[14] 0,46 $kWh/m^3$. Trata-se de uma redução de consumo de cerca de 30% proporcionada pelo aproveitamento da energia contida nas águas residuais e pela melhoria de rendimento energético proporcionada pela cogeração. O mesmo raciocínio comparativo para o ano 2050 conduz a uma economia de energia da mesma ordem de grandeza.

Esta poupança de energia é muito significativa, sobretudo tendo em conta que a implementação das medidas tipo 3A em análise permitirá a obtenção de um biossólido de classe A, com uma sicidade superior a 90%, enquanto a solução de "*nada fazer*" não garante, nem um biossólido de classe A, nem sicidades sustentadamente superiores a 20-22%.

Comparando as estimativas associadas às duas alternativas analisadas, com e sem secagem térmica final das lamas (medidas tipos M3A *versus* tipos M3B), retiram-se as seguintes conclusões (comparação entre a 2ª e a 5ª linhas da Tabela 6.11, uma vez que as emissões e consumos nas ETAR de Almargem e Olhão Nascente não variam nas duas alternativas em análise):

1- Em termos de emissões de GEE, as estimativas são muito semelhantes, devendo referir-se que as emissões associadas à queima, na *flaire*, do biogás excedentário (valores de consumo de gás natural negativos) no caso da dispensa da secagem térmica não foram contabilizadas, por serem consideradas de origem biogénica.

[14] 0,46=0,16+0,08*11*35%, sendo 0,16 o consumo de energia elétrica em $kWh/m^3$ (Tabela 6.11) e considerando, na transformação do consumo de gás natural em energia elétrica, uma poder energético do gás natural de 11 $kWh/m^3$ e um rendimento de produção de energia elétrica em central convencional de 35%

2- Os consumos energéticos globais são também muito semelhantes, sendo que na hipótese de não secagem térmica a produção de biogás é ligeiramente excedentária relativamente aos consumos da cogeração dimensionada para produção de calor para o aquecimento da digestão, para a hidrólise térmica e para a desidratação de lamas (o valor do consumo de gás natural aparece negativo).

Em face do exposto, a opção pela secagem térmica dependerá essencialmente de fatores económicos (avaliação económica e disponibilidade de financiamento), de fatores relacionados com as condicionantes à valorização no solo dos biossólidos produzidos e de eventuais condicionantes, técnicos e económicos, à exportação de energia para a rede pública (regime remuneratório da cogeração e preço do gás natural). Admite-se, por hipótese, que a opção pela secagem térmica se revela a mais interessante.

Os valores das reduções de emissões operativas proporcionadas por esta medida, no cenário central e nos anos horizonte 2022, 2035 e 2050, figuram na matriz B das tabelas apresentadas no item 6.10 (Tabela 6.18 a Tabela 6.20).

#### 6.7.6 Medidas visando o aproveitamento energético dos subprodutos (Medidas do tipo 3C e do tipo 3D). Cenário pessimista.

No cenário pessimista admite-se uma evolução no sentido da impossibilidade da valorização no solo das lamas, o que inviabiliza as medidas tipo M3A e M3B descritas no item anterior. Foram analisadas as seguintes duas soluções alternativas de alteração das atuais linhas de tratamento das ETAR e da sua gestão, visando o alcance, naquele cenário pessimista, das metas de redução de emissões de GEE:

- Alternativa 1 - medidas tipo M3C - uma solução conjunta para as três ETAR, contemplando o seguinte conjunto de medidas:

  - transporte das lamas desidratadas das ETAR de Almargem e Olhão Nascente para a ETAR de Faro Noroeste (como nas medidas tipo M3A);

  - remodelação da linha de tratamento da ETAR de Faro Noroeste, passando a integrar hidrólise térmica, digestão anaeróbia, cogeração, desidratação e secagem térmica, e a tratar as lamas das 3 ETAR (como nas medidas tipo M3A);

  - condução das lamas secas para uma instalação de combustão, visando a sua valorização energética (admitindo-se, por hipótese de trabalho, a valorização na cimenteira da CIMPOR em Loulé);

- Alternativa 2 - medidas tipo M3D - adoção de soluções individualizadas de valorização energética para cada ETAR (sem digestão anaeróbia das lamas ), contemplando o transporte das gorduras e das lamas desidratadas de cada ETAR para a mesma instalação de valorização energética considerada no ponto 1 anterior.

Nesta alternativa 2 admitiu-se, como hipótese teórica de trabalho, que as lamas desidratadas satisfarão as condições de qualidade exigíveis para a valorização na cimenteira.

Para caracterização destas soluções alternativas 1 e 2 de valorização energética das lamas, foram consideradas as seguintes hipóteses de trabalho:

- instalação de incineração de leito fixo (fornos múltiplos);
- temperatura média da combustão das lamas – 800ºC;
- percentagem de calor recuperado no processo – 80%;
- valorização de 100% das cinzas em cimenteira;
- distâncias de transporte das lamas (ida e volta):
    - ETAR de Almargem – 100 Km;
    - ETAR de Faro Noroeste – 30 Km;
    - ETAR de Olhão Nascente – 50 Km.

Os resultados da avaliação das emissões associadas à solução de valorização energética conjunta (medidas tipo M3C) são apresentados na Tabela 6.12. As estimativas de emissões resultantes da aplicação destas medidas, traduzidas na valorização energética das lamas, são cerca de um terço das estimativas das emissões associadas ao cenário pessimista considerado, o qual previa a deposição final das lamas em aterro. Esta constatação evidencia bem as desvantagens da solução de deposição de lamas de depuração em aterro, deste ponto de vista estrito das emissões de GEE, e a necessidade de, num cenário eventual de impossibilidade de valorização no solo, se encontrarem soluções alternativas de destino final/valorização.

Os resultados da estimação das emissões associadas à solução de valorização energética individual das três ETAR (medidas tipo M3D), considerando o transporte das lamas desidratadas nestas ETAR para a cimenteira de Loulé, são apresentados na Tabela 6.13. A análise desta tabela permite concluir que esta solução descentralizada de valorização energética das lamas é muito mais emissora do que a solução centralizada, originando emissões cujas estimativas se aproximam das da deposição em aterro (apenas cerca de 10% inferiores).

Para esta desvantagem da solução individualizada concorrem as seguintes razões principais:

1- A falta da valorização da energia contida nas águas residuais, designadamente nas lamas que, nesta alternativa, não são objeto de digestão anaeróbia;
2- Maiores transportes de lamas com impacto ao nível das emissões diretas de $CO_2$;
3- Maiores conteúdos de água nas lamas a valorizar energeticamente.

**Tabela 6.12- Estimativa dos consumos energéticos e das emissões operativas de GEE após implementação das medidas alternativas tipo M3C**

| ETAR | Ano 2022 | | | | Ano 2035 | | | | Ano 2050 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Consumo energia (kWh/$m^3$) | Consumo gás natural ($m^3$/$m^3$) | Emissões (1) | | Consumo energia (kWh/$m^3$) | Consumo gás natural ($m^3$/$m^3$) | Emissões (1) | | Consumo energia (kWh/$m^3$) | Consumo gás natural ($m^3$/$m^3$) | Emissões (1) | |
| | | | (kg$CO_2$e/$m^3$) | (t$CO_2$e/ano) | | | (kg$CO_2$e/$m^3$) | (t$CO_2$e/ano) | | | (kg$CO_2$e/$m^3$) | (t$CO_2$e/ano) |
| ETAR de Almargem Transporte das gorduras e das lamas desidratadas para Faro | 0,69 | 0,00 | 0,51 | 1161 | 0,67 | 0,00 | 0,51 | 1504 | 0,65 | 0,00 | 0,50 | 1884 |
| ETAR de Faro Noroeste Hidrol term+Digestão Anae+Cogeração+Sec térmica+valorização energética | -0,15 | 0,10 | 0,52 | 2142 | -0,17 | 0,07 | 0,44 | 1997 | -0,26 | 0,07 | 0,46 | 2322 |
| ETAR de Olhão Nascente Transporte das gorduras e das lamas desidratadas para Faro | 0,87 | 0,00 | 0,76 | 401 | 0,87 | 0,00 | 0,74 | 433 | 0,87 | 0,00 | 0,73 | 473 |
| Conjunto das três ETAR | 0,20 | 0,06 | 0,53 | 3704 | 0,21 | 0,04 | 0,49 | 3934 | 0,18 | 0,04 | 0,49 | 4679 |

(1) - Não contabilizando as emissões de $CO_2$ de origem biogénica nem as associadas à queima de biomassa

Em face destas conclusões admitiu-se a consideração das medidas alternativas tipo M3C, uma vez que, em função do exposto anteriormente, não fará sentido equacionar as medidas tipo M3D.

Os valores das reduções de emissões operativas proporcionadas por esta medida, no cenário central e nos anos horizonte 2022, 2035 e 2050, figuram na matriz B das tabelas apresentadas no item 6.10 (Tabela 6.21 a Tabela 6.23).

**Tabela 6.13- Estimativa dos consumos energéticos e das emissões operativas de GEE após implementação das medidas alternativas tipo M3D**

| ETAR | Ano 2022 | | | | Ano 2035 | | | | Ano 2050 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Consumo energia (kWh/$m^3$) | Consumo gás natural ($m^3$/$m^3$) | Emissões (1) | | Consumo energia (kWh/$m^3$) | Consumo gás natural ($m^3$/$m^3$) | Emissões (1) | | Consumo energia (kWh/$m^3$) | Consumo gás natural ($m^3$/$m^3$) | Emissões (1) | |
| | | | (kg$CO_2$e/$m^3$) | (t$CO_2$e/ano) | | | (kg$CO_2$e/$m^3$) | (t$CO_2$e/ano) | | | (kg$CO_2$e/$m^3$) | (t$CO_2$e/ano) |
| ETAR de Almargem<br>Linha atual com valorização energética dos subprodutos, a partir da ETAR de Almargem | 0,81 | 0,08 | 1,61 | 3639 | 0,79 | 0,10 | 1,66 | 4856 | 0,77 | 0,09 | 1,65 | 6270 |
| ETAR de Faro Noroeste<br>Linha atual com valorização energética dos subprodutos, a partir da ETAR de Faro NW | 0,64 | 0,06 | 1,09 | 4501 | 0,62 | 0,06 | 1,03 | 4699 | 0,61 | 0,05 | 1,01 | 5083 |
| ETAR de Olhão Nascente<br>Linha atual com valorização energética dos subprodutos, a partir da ETAR de Olhão | 1,03 | 0,15 | 2,27 | 1195 | 1,03 | 0,15 | 2,25 | 1312 | 1,02 | 0,15 | 2,23 | 1451 |
| Conjunto das três ETAR | 0,73 | 0,07 | 1,3477 | 9335 | 0,71 | 0,08 | 1,3468 | 10867 | 0,70 | 0,07 | 1,3506 | 12805 |

(1) - Não contabilizando as emissões de $CO_2$ de origem biogénica nem as associadas à queima de biomassa

### 6.7.7 Medidas visando a reutilização de águas residuais (medidas tipo M4).

A AdA está a desenvolver um projeto, designado Projeto de Reutilização, que prevê a reutilização das águas residuais tratadas nas ETAR do Algarve na rega de campos de golfe existentes, em grande número, nesta região. Aquele projeto prevê, especificamente na área abrangida por este caso de estudo, a reutilização da totalidade das águas residuais tratadas nas ETAR de Faro Noroeste e Almargem, na rega de parques e jardins públicos e campos de golfe localizados na Quinta do Lago, perto da primeira ETAR, e nas imediações da ETAR de Almargem.

Atendendo às potencialidades da reutilização de águas residuais na redução de emissões foi considerada, como medida tipo M4, a reutilização de 80% (por hipótese de trabalho) das águas residuais tratadas nestas duas ETAR.

Para efeito de elaboração da estimativa do balanço de emissões associado a esta medida considerou-se, como hipótese de trabalho, a necessidade de tratamento adicional das águas residuais a reutilizar com uma linha processual integrando armazenamento/regularização + coagulação/floculação/decantação + filtração + desinfeção UV + cloragem final. O consumo específico estimado para este tratamento foi de 0,15 kWh/$m^3$ de águas residuais a reutilizar. As dosagens de reagentes estimadas foram de 22 mg/L para o sulfato de alumínio e de 0,15 mg/L para o polieletrólito.

Para avaliação dos consumos energéticos da elevação para a distribuição foi considerada uma altura de elevação de 50 metros.

Para efeito de avaliação dos créditos associados à poupança de energia, admitiu-se que as águas naturais utilizadas na rega são captadas a partir de origens subterrâneas com captação a 200 metros de profundidade. Para avaliação dos créditos associados à reciclagem de nutrientes foram consideradas concentrações de azoto e fósforo nas águas reutilizadas de 15 mg/L e 3 mg/L, respetivamente.

De salientar a importância da altura de elevação admitida nas captações nas origens de água alternativas à reutilização, no balanço dos três grandes consumos de energia: tratamento adicional das águas residuais para reutilização; elevação de águas residuais para os utilizadores; e consumo/poupança na captação nas origens de água alternativas à reutilização. Considerando os valores atrás listados, a poupança de emissões associada à reutilização ronda o valor de 0,14 $kgCO_2e/m^3$ de águas residuais tratadas reutilizadas, valor considerável e muito interessante. Esta poupança anula-se para alturas de elevação das captações nas origens alternativas inferiores a cerca de 90 metros (considerando constantes os restantes valores indicados), o que demonstra bem a importância deste parâmetro.

De referir que os campos de golfe potenciais utilizadores das águas residuais tratadas na ETAR de Almargem utilizam atualmente água proveniente do Perímetro de Rega do Sotavento do Algarve, a qual incorporará um consumo energético inferior ao equivalente a uma captação subterrânea a 200 metros de profundidade. Contudo, esta situação foi considerada de sustentabilidade futura questionável, pelo que a origem alternativa foi considerada a captação de águas subterrâneas àquela profundidade, como acontece nos campos de golfe potenciais utilizadores das águas residuais tratadas na ETAR de Faro NW.

Os valores das reduções de emissões operativas proporcionadas pela reutilização de águas residuais tratadas, nos diferentes cenários analisados e nos anos horizonte 2022, 2035 e 2050, figuram na matriz A das tabelas apresentadas no item 6.10 (Tabela 6.15 a Tabela 6.23).

### 6.7.8 Medidas visando o aproveitamento de fontes renováveis de energia (eólica e solar)

O aproveitamento das energias solar e eólica nas ETAR em estudo debate-se com alguns constrangimentos importantes, a que já se fez referência anteriormente. Por outro lado, e como adiante se verá, o alcance das metas de redução de emissões, no cenário central e no cenário pessimista, poderá implicar a utilização de fontes não emissoras de energia em quantidades que dificilmente serão alcançáveis através do simples aproveitamento destas fontes.

Não sendo objeto desta aplicação a elaboração de análises de viabilidade do aproveitamento de energias solar e eólica, admite-se que este tipo de aproveitamento, a um nível quantitativo que seja significativo face aos objetivos pretendidos, poderá não ser viável nas ETAR em estudo.

Admite-se, por isso, que a utilização de fontes de energia renováveis, ou não emissoras, poderá ficar limitada ao aproveitamento da energia contida nas águas residuais, através da digestão anaeróbia com valorização energética do biogás, aproveitamento este considerado nas medidas do tipo M3A. Contudo, nos casos em que a implementação das medidas do tipos

M1 a M4 se afiguram insuficientes para atingir as metas de redução de emissões admitidas, foi efetuada uma avaliação teórica dos quantitativos de energia renovável (eólica e, ou solar) que seria necessário incorporar no consumo de energia elétrica das ETAR para atingir essas mesmas metas.

A avaliação da redução de emissões operativas proporcionada pelo aproveitamento de energias renováveis, eólia e solar, em $kgCO_2e$, foi efetuada através do produto da energia aproveitada, em kWh, pela intensidade carbónica da energia elétrica comprada, em $kgCO_2e/kWh$.

Trata-se de uma avaliação teórica, uma vez que não foram considerados aspetos locais (técnicos, económicos e outros relacionados com o clima e com as especificidades das instalações) e jurídico-administrativos que poderão condicionar o aproveitamento dessas quantidades de energias renováveis bem como a sua integração no consumo energético das ETAR.

## 6.8 Estimação da redução líquida de emissões esperáveis das medidas e ações elegíveis.

### 6.8.1 Metodologia

À construção e instalação das medidas de redução de emissões associam-se emissões pontuais que podem ser significativas e cuja consideração pode ser justificável. O método adotado para contabilização dessas emissões consistiu, tal como descrito no capítulo 5 desta tese, na sua divisão em emissões anuais (anuidades), considerando um período de amortização de 10 anos para equipamentos e de 30 anos para construção civil e uma determinada taxa de desconto do tempo. Essas anuidades somarão às emissões operativas anuais associadas ao funcionamento da ETAR com a medida implementada. A redução líquida de emissões, no ano em análise, será dada pelo comprimento do segmento AC, como ilustrado na Figura 5.4, no capítulo 5.

A avaliação das reduções líquidas de emissões, em cada ano horizonte temporal, associadas as medidas elegíveis a implementar em cada ETAR foi, assim, efetuada nos seguintes três passos:

1- Avaliação da redução de emissões operativas associada à implementação da medida (segmento AD da Figura 5.4 do capítulo 5);

2- Avaliação das emissões incorporadas na construção e instalação das medidas e cálculo das respetivas anuidades (segmento CD da Figura 5.4 do capítulo 5);

3- Avaliação das reduções líquidas de emissões (segmento AC da Figura 5.4 do capítulo 5).

### 6.8.2 Emissões incorporadas na construção e instalação de cada medida equacionável

As medidas dos tipos M1 e M2 não terão incorporadas emissões significativas na sua implementação, uma vez que se trata essencialmente de medidas ao nível das opções de gestão. Já as medidas tipos M3, M3A e M3C envolvem alterações nas linhas processuais de tratamento, sobretudo no caso das medidas M3A e M3C, às quais se associam intervenções de construção civil e aquisição e montagem de equipamentos que terão emissões incorporadas que poderão ser significativas. A reutilização de águas residuais envolve, para além de intervenções nas linhas de tratamento das ETAR visando a implementação do tratamento adicional necessário, a instalação das tubagens para transporte de águas residuais até aos seus utilizadores, que incluem trabalhos de movimentação de terra para abertura e tapamento de valas, para além das atividades de fabrico e montagem dos tubos.

Nesta tese não foi abordada a questão das metodologias e formulações para avaliação destas emissões incorporadas. A aplicação dessas metodologias requereria também uma definição das intervenções a um nível de pormenor bastante superior ao considerado nesta aplicação. Contudo, como no roteiro proposto é sugerida uma metodologia para abordagem destas emissões incorporadas, admitir-se-á, como hipótese de trabalho e para a ilustrar a metodologia sugerida, que as emissões incorporadas na implementação das medidas M3, M3A, M3C e M4 assumirão os valores, meramente hipotéticos, apresentados na Tabela 6.14.

As anuidades correspondentes à amortização destas emissões localizadas no período de construção das medidas, avaliadas de acordo com a metodologia proposta, considerando períodos de amortização de 10 e 30 anos para o equipamento e para a construção civil, respetivamente, e uma taxa anual de desconto do tempo de 2%, são apresentadas na Tabela 6.14. Estes valores de amortizações anuais de emissões incorporadas foram deduzidos aos valores das reduções de emissões operativas, dando origem às reduções líquidas de emissões.

## 6.9 Estimação dos custos associados às medidas elegíveis.

### 6.9.1 Medidas do tipo M1

As medidas direcionadas para a eficiência do consumo energético apresentarão elevada eficácia de custos, mesmo considerando como receitas ou benefícios apenas a redução do valor da fatura energética, sem ponderar os benefícios associados à redução de emissões. Neste sentido admite-se, por hipótese e para efeito de seriação destas medidas, que elas terão custo total atualizado nulo (ou mesmo negativo).

### 6.9.2 Medidas do tipo M2

As medidas do tipo M2 equacionadas englobam essencialmente ações de gestão no sentido de maximizar as quantidades de lamas valorizadas no solo (maximizando a reutilização de

materiais) e de minimizar ou anular a deposição em aterro. A deposição em aterro tem normalmente associados custos muito superiores aos da valorização no solo, pelo que estas medidas de gestão terão uma elevada eficácia de custos, admitindo-se que os seus custos totais, ponderados com os benefícios, e atualizados, sejam nulos ou mesmo negativos, não agravando os custos unitários do tratamento.

### 6.9.3 Medidas do tipo M3

As medidas do tipo M3, que constam essencialmente de instalações compactas de tratamento biológico de gorduras, terão benefícios económicos significativos associados à dispensa do transporte e deposição em aterro das gorduras e às consequentes economias de custos de exploração. Admite-se, por isso, que os custos totais atualizados correspondentes a estas medidas serão nulos ou mesmo negativos.

**Tabela 6.14 - Emissões incorporadas na construção e instalação das medidas elegíveis (valores assumidos por hipótese). Cálculo das respetivas anuidades**

| Medidas | Emissões incorporadas na const/instalação ($tCO_2e$) | Periodo de amortização (anos) | Taxa anual de desconto do tempo (%) | Fator de amortização | Anuidade ($tCO_2e$/ano) |
|---|---|---|---|---|---|
| Medidas M3 - Tratam. biológico de gorduras: | | | | | |
| ETAR de Almargem | 50 | 10 | 2 | 0,111327 | 6 |
| ETAR de Faro Noroeste | 50 | 10 | | 0,111327 | 6 |
| ETAR de Olhão Nascente | 100 | 10 | | 0,111327 | 11 |
| Medidas M3 A - HT+DA+CG+ST na ETAR de Faro Noroeste . Construção civil | 500 | 30 | | 0,044650 | 22 |
| Medidas M3 A - HT+DA+CG+ST na ETAR de Faro Noroeste . Equipamento | 500 | 10 | | 0,111327 | 56 |
| Medidas M3 C - HT+DA+CG+ST na ETAR de Faro Noroeste . Valorização energética conjunta na cimenteira da CIMPOR em Loulé - Construção civil | 500 | 30 | | 0,044650 | 22 |
| Medidas M3 C - HT+DA+CG+ST na ETAR de Faro Noroeste. Valorização energética conjunta na cimenteira da CIMPOR em Loulé . Equipamento | 500 | 10 | | 0,111327 | 56 |
| Medidas M4 - Reutilização de águas residuais tratadas . Construção civil | | | | | |
| ETAR de Almargem | 400 | 30 | | 0,044650 | 18 |
| ETAR de Faro Noroeste | 600 | 30 | | 0,044650 | 27 |
| Medidas M4 - Reutilização de águas residuais tratadas . Equipamento | | | | | |
| ETAR de Almargem | 100 | 10 | | 0,111327 | 11 |
| ETAR de Faro Noroeste | 100 | 10 | | 0,111327 | 11 |

### 6.9.4 Medidas do tipo M3A

O conjunto de medidas do tipo M3A elegíveis, atrás sumariamente descrito, apresenta custos de investimento e exploração muito difíceis de estimar, com base no dimensionamento, muito simplista, considerado nesta aplicação.

Em ETAR de dimensão acima de 80 000 a 100 000 habitantes, a digestão anaeróbia com cogeração é economicamente viável, pelo que uma intervenção de remodelação visando a

instalação destes processos seria rentável e não traria impacto significativo no custo do tratamento de águas residuais, podendo mesmo apresentar custo negativo. Contudo, a dimensão requerida para esta viabilidade é obtida, no caso em estudo, através da concentração das lamas produzidas em três ETAR numa instalação única, o que acarreta custos de transporte consideráveis. Por esta razão, e também por falta de escala em alguns processos, o conjunto de intervenções propostas nas ETAR em estudo poderá trazer um agravamento do custo de tratamento das águas residuais considerando a globalidade das três instalações.

Para efeito de aplicação da metodologia proposta para seriação das medidas elegíveis considerou-se, como hipótese de trabalho, que a implementação das medidas tipo M3A teria associado um custo total atualizado de 1500000 euros. Considerando um período de observação de 30 anos, uma taxa anual de desconto do tempo igual à que teria servido de base para a atualização dos custos de investimento e exploração (2%) e a atualização dos volumes anuais tratados (indicados na Tabela 6.5) ao primeiro ano do período de construção das medidas, a este custo total atualizado corresponderia um agravamento do custo unitário de tratamento, global para o conjunto das três ETAR, de cerca de 0,008 euros por cada metro cúbico de águas residuais tratadas.

### 6.9.5 Medidas do tipo M3C

O conjunto de medidas tipo M3C envolve as mesmas intervenções do conjunto de medidas M3A, residindo a diferença no destino final das lamas, que, neste caso é a valorização energética, em vez da valorização no solo. O custo total atualizado destas medidas pode, assim, ser hipoteticamente estabelecido no valor de 1500000 euros apontado no item anterior. O valor do correspondente agravamento do custo unitário de tratamento, para o conjunto das três ETAR, rondará o mesmo valor atrás referido de 0,008 euros/$m^3$.

### 6.9.6 Medidas do tipo M4 (reutilização de águas residuais tratadas)

A Recomendação IRAR n.º 2/2007 - UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS TRATADAS estabelece, no seu item 6.1, que: "…*Os custos tidos com a utilização de águas residuais tratadas não devem onerar a actividade de saneamento, o que deve ser demonstrado através de um apuramento específico de resultados…".*

Em face desta orientação, os custos com a reutilização terão de ser nulos ou negativos para a entidade gestora, isto é, a tarifa a suportar pelos utilizadores das águas residuais deverá cobrir os custos de operação e garantir a recuperação dos investimentos necessários (desejavelmente, para segurança da viabilidade económica do projeto, os custos de investimento deverão ser repartidos e assumidos, na íntegra, pelos utilizadores, cobrindo a tarifa apenas os custos operacionais).

O custo total atualizado das medidas do tipo M4 foi, pelas razões apontadas, considerado nulo. Deverá, no entanto, salientar-se que a decisão de implementação da reutilização pressupõe a

adesão dos utilizadores, não dependendo por isso exclusivamente da decisão da AdA. Neste sentido, o critério de seriação das medidas de redução de emissões, baseado no critério da preferência pelo mais baixo custo específico da redução de emissões (em euros por cada tonelada de $CO_2$e/ano de emissões reduzidas) deve ser acompanhado por uma verificação da existência de condições para a implementação da reutilização, designadamente da adesão dos potenciais utilizadores.

### 6.9.7 Medidas do tipo M5 (aproveitamento de FER)

A avaliação da viabilidade técnico-económica da implementação de aproveitamento de FER (eólica e, ou solar) nas ETAR e dos respetivos custos associados sai fora do âmbito da presente aplicação. Para efeito de aplicação da metodologia proposta para a avaliação e seleção de medidas de redução de emissões considerou-se, como hipótese de trabalho, que as medidas do tipo M5, que envolvem o aproveitamento de FER, serão classificadas em último lugar na seriação das medidas de redução, independentemente dos seus custos e da sua eficácia de custos.

## 6.10 Matrizes A,B,C e D

As matrizes A e B, contemplando as estimativas das reduções de consumos energéticos e as reduções de emissões operativas de GEE, associadas aos diferentes tipos de medidas elegíveis, são apresentadas nas tabelas seguintes (Tabela 6.15 a Tabela 6.23), para os cenários otimista, central e pessimista e considerando os anos horizonte das metas de redução consideradas.

Na avaliação das medidas cuja implementação (construção e instalação) incorpora emissões de GEE, as reduções líquidas de emissões (matriz B``) foram estimadas, como já referido, através da dedução, às reduções de emissões operacionais, das anuidades correspondentes à amortização dessas emissões incorporadas.

Naquelas tabelas são também apresentadas as matrizes C e D, relativas aos custos totais atualizados e aos custos atualizados específicos de redução líquida de emissões associados a cada medida elegível.

A eficiência energética das medidas tipo M3A, envolvendo a digestão anaeróbia e a cogeração, está bem evidenciada nas estimativas de poupança de energia elétrica versus estimativa de consumo de gás natural apresentadas nas tabelas atrás referidas (Tabela 6.15 a Tabela 6.23). De facto, tomando por exemplo o ano 2022, no cenário central (Tabela 6.18), estas estimativas apontam para uma poupança anual de energia elétrica de 3 322 185 kWh, em contraponto a um consumo anual de gás natural de 571 434 $m^3$. Estes números traduzem-se num rácio de 5,8 kWh/$m^3$ de gás natural, ou seja um rendimento um pouco acima de 50% (considerando o poder energético do gás natural de 11 kWh/$m^3$). Os rendimentos de produção de energia elétrica a partir de combustíveis fósseis em centrais convencionais apresentam rendimentos entre 30 e 35%.

**Tabela 6.15 - Matrizes A,B,C e D. Cenário otimista Ano 2022**

| Matriz A - Reduções de consumos de energia (kWh/ano) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Medidas ► ▼ ETAR | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3 | TIPO M3A | TIPO M4 | TIPO M5 |
| Almargem | 155731 | - | -1461 | - | | - |
| Faro Noroeste | 236997 | -686 | -2652 | - | | - |
| Olhão Nascente | 93155 | -5954 | -431 | - | | - |
| Matriz B - Reduções de emissões operativas associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 23 | - | 380 | - | 349 | - |
| Faro Noroeste | 36 | 332 | 690 | - | 574 | - |
| Olhão Nascente | 14 | 243 | 112 | - | - | - |
| Matriz B' - Emissões incorporadas na construção (anuidades em $tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 0 | 0 | 6 | - | 29 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 6 | - | 38 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 11 | - | 0 | - |
| Matriz B'' - Reduções líquidas de emissões associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 23 | - | 374 | - | 320 | - |
| Faro Noroeste | 36 | 332 | 684 | - | 536 | - |
| Olhão Nascente | 14 | 243 | 101 | - | - | - |
| Matriz C - Custo total atualizado das medidas (Euros) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | 0 | - | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 0 | - | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 0 | - | - | - |
| Matriz D - Custo específico da redução de emissões (euros/($tCO_2e$/ano)) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | 0 | - | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 0 | - | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 0 | - | - | - |

**Tabela 6.16 - Matrizes A,B,C e D. Cenário otimista Ano 2035**

| Matriz A - Reduções de consumos de energia (kWh/ano) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Medidas ► ▼ ETAR | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3 | TIPO M3A | TIPO M4 | TIPO M5 |
| Almargem | 195202 | - | -1896 | - | | - |
| Faro Noroeste | 249831 | -714 | -2906 | - | | - |
| Olhão Nascente | 102969 | -6470 | -477 | - | | - |
| Matriz B - Reduções de emissões operativas associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 29 | - | 493 | - | 471 | - |
| Faro Noroeste | 37 | 344 | 756 | - | 642 | - |
| Olhão Nascente | 15 | 269 | 124 | - | - | - |
| Matriz B' - Emissões incorporadas na construção (anuidades em $tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | 6 | - | 29 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 6 | - | 38 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 11 | - | 0 | - |
| Matriz B'' - Reduções líquidas de emissões associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 29 | - | 488 | - | 442 | - |
| Faro Noroeste | 37 | 344 | 750 | - | 604 | - |
| Olhão Nascente | 15 | 269 | 113 | - | - | - |
| Matriz C - Custo total atualizado das medidas (Euros) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | 0 | - | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 0 | - | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 0 | - | - | - |
| Matriz D - Custo específico da redução de emissões (euros/($tCO_2e$/ano)) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | 0 | - | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 0 | - | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 0 | - | - | - |

**Tabela 6.17 - Matrizes A,B,C e D. Cenário otimista Ano 2050**

| Matriz A - Reduções de consumos de energia (kWh/ano) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Medidas ► ▼ ETAR | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3 | TIPO M3A | TIPO M4 | TIPO M5 |
| Almargem | 245974 | - | -2458 | - | | - |
| Faro Noroeste | 274402 | -788 | -3210 | - | | - |
| Olhão Nascente | 114591 | -5620 | -533 | - | | - |
| Matriz B - Reduções de emissões operativas associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 37 | - | 639 | - | 611 | - |
| Faro Noroeste | 41 | 382 | 835 | - | 709 | - |
| Olhão Nascente | 17 | 302 | 138 | - | - | - |
| Matriz B' - Emissões incorporadas na construção (anuidades em $tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | 6 | - | 29 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 6 | - | 38 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 11 | - | 0 | - |
| Matriz B'' - Reduções líquidas de emissões associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 37 | - | 634 | - | 582 | - |
| Faro Noroeste | 41 | 382 | 829 | - | 671 | - |
| Olhão Nascente | 17 | 302 | 127 | - | - | - |
| Matriz C - Custo total atualizado das medidas (Euros) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | 0 | - | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 0 | - | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 0 | - | - | - |
| Matriz D - Custo específico da redução de emissões (euros/($tCO_2e$/ano)) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | 0 | - | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 0 | - | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 0 | - | - | - |

**Tabela 6.18- Matrizes A,B,C e D. Cenário central Ano 2022**

| Matriz A - Reduções de consumos de energia (kWh/ano) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Medidas ► ▼ ETAR | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3 | TIPO M3A | TIPO M4 | TIPO M5 |
| Almargem | 155731 | - | -1461 | 3322185 | | - |
| Faro Noroeste | 237066 | -686 | -2652 | (1)▲ (2)▼ | | - |
| Olhão Nascente | 94346 | -5954 | -431 | -571434 | - | - |
| Matriz B - Reduções de emissões operativas associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 70 | - | 380 | 290 | 349 | - |
| Faro Noroeste | 111 | 332 | 690 | 1750 | 574 | - |
| Olhão Nascente | 44 | 243 | 112 | 380 | - | - |
| Matriz B' - Emissões incorporadas na construção (anuidades em $tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 0 | 0 | 6 | 0 | 29 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 6 | 78 | 38 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | - |
| Matriz B'' - Reduções líquidas de emissões associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 70 | - | 374 | 290 | 320 | - |
| Faro Noroeste | 111 | 332 | 684 | 1672 | 536 | - |
| Olhão Nascente | 44 | 243 | 101 | 380 | - | - |
| Matriz C - Custo total atualizado das medidas (Euros) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | 0 | | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 0 | 1500000 | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 0 | | - | - |
| Matriz D - Custo específico da redução de emissões (euros/($tCO_2e$/ano)) | | | | | | |
| Almargem | 0 | 0 | 0 | | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 0 | 640 | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 0 | * | - | - |

Notas: (1) poupança de eletricidade em kWh (2) poupança de consumo de gás natural em $m^3$

* O valor deste indicador, em $tCO_2e$/ano, não traduz o custo unitário de redução de emissões em euros/$tCO_2e$. Para avaliar este custo unitário haveria que dividir o custo total atualizado da medida pelo somatório das reduções de emissões proporcionadas pela medida ao longo do seu período de vida útil. O valor então obtido seria da ordem de 30 a 40 vezes inferior ao do indicador em análise.

**Tabela 6.19 - Matrizes A,B,C e D. Cenário central Ano 2035**

| Matriz A - Reduções de consumos de energia (kWh/ano) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Medidas ► ▼ ETAR | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3 | TIPO M3A | TIPO M4 | TIPO M5 |
| Almargem | 198135 | - | -1896 | 4647252 | | - |
| Faro Noroeste | 249903 | -714 | -2906 | (1)▲ (2)▼ | | - |
| Olhão Nascente | 104263 | -6470 | -477 | -920089 | - | - |
| Matriz B - Reduções de emissões operativas associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 93 | - | 493 | 366 | 471 | - |
| Faro Noroeste | 117 | 344 | 756 | 1481 | 642 | - |
| Olhão Nascente | 49 | 269 | 124 | 423 | - | - |
| Matriz B' - Emissões incorporadas na construção (anuidades em $tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 0 | 0 | 6 | 0 | 29 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 6 | 78 | 38 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | - |
| Matriz B'' - Reduções líquidas de emissões associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 93 | - | 488 | 366 | 442 | - |
| Faro Noroeste | 117 | 344 | 750 | 1403 | 604 | - |
| Olhão Nascente | 49 | 269 | 113 | 423 | - | - |
| Matriz C - Custo total atualizado das medidas (Euros) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | 0 | | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 0 | 1500000 | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 0 | | - | - |
| Matriz D - Custo específico da redução de emissões (euros/($tCO_2e$/ano)) | | | | | | |
| Almargem | 0 | 0 | 0 | | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 0 | 684 | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 0 | * | - | - |

Notas: (1) poupança de eletricidade em kWh (2) poupança de consumo de gás natural em $m^3$

**Tabela 6.20 - Matrizes A,B,C e D. Cenário central Ano 2050**

| Matriz A - Reduções de consumos de energia (kWh/ano) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Medidas ► ▼ ETAR | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3 | TIPO M3A | TIPO M4 | TIPO M5 |
| Almargem | 245974 | - | -2458 | 5562713 | | - |
| Faro Noroeste | 274481 | -788 | -3210 | (1)▲ (2)▼ | | - |
| Olhão Nascente | 115882 | -5620 | -533 | -1078799 | - | - |
| Matriz B - Reduções de emissões operativas associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 116 | - | 639 | 483 | 611 | - |
| Faro Noroeste | 129 | 382 | 835 | 1706 | 709 | - |
| Olhão Nascente | 54 | 302 | 138 | 470 | - | - |
| Matriz B' - Emissões incorporadas na construção (anuidades em $tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 0 | 0 | 6 | 0 | 29 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 6 | 78 | 38 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | - |
| Matriz B'' - Reduções líquidas de emissões associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 116 | - | 634 | 483 | 582 | - |
| Faro Noroeste | 129 | 382 | 829 | 1628 | 671 | - |
| Olhão Nascente | 54 | 302 | 127 | 470 | - | - |
| Matriz C - Custo total atualizado das medidas (Euros) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | 0 | | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 0 | 1500000 | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 0 | | - | - |
| Matriz D - Custo específico da redução de emissões (euros/($tCO_2e$/ano)) | | | | | | |
| Almargem | 0 | 0 | 0 | | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | 0 | 0 | 581 | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | 0 | 0 | * | - | - |

Notas: (1) poupança de eletricidade em kWh (2) poupança de consumo de gás natural em $m^3$

* O valor deste indicador, em $tCO_2e$/ano, não traduz o custo unitário de redução de emissões em euros/$tCO_2e$. Para avaliar este custo unitário haveria que dividir o custo total atualizado da medida pelo somatório das reduções de emissões proporcionadas pela medida ao longo do seu período de vida útil. O valor então obtido seria da ordem de 30 a 40 vezes inferior ao do indicador em análise.

**Tabela 6.21 - Matrizes A,B,C e D. Cenário pessimista Ano 2022**

| Matriz A - Reduções de consumos de energia (kWh/ano) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Medidas ► ▼ ETAR | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3C | TIPO M3D | TIPO M4 | TIPO M5 |
| Almargem | 155731 | - | 2999761 | | | - |
| Faro Noroeste | 237066 | - | (1)▲ (2)▼ | - | | - |
| Olhão Nascente | 94346 | - | -405281 | | - | - |
| Matriz B - Reduções de emissões operativas associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 70 | - | | | 349 | - |
| Faro Noroeste | 111 | - | 5757 | - | 574 | - |
| Olhão Nascente | 44 | - | | | - | - |
| Matriz B' - Emissões incorporadas na construção (anuidades em $tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | | | 29 | - |
| Faro Noroeste | 0 | - | 78 | - | 38 | - |
| Olhão Nascente | 0 | - | | | 0 | - |
| Matriz B'' - Reduções líquidas de emissões associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 70 | - | | | 320 | - |
| Faro Noroeste | 111 | - | 5679 | - | 536 | - |
| Olhão Nascente | 44 | - | | | - | - |
| Matriz C - Custo total atualizado das medidas (Euros) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | | | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | - | 1500000 | - | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | - | | | - | - |
| Matriz D - Custo específico da redução de emissões (euros/($tCO_2e$/ano)) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | | | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | - | 264 | - | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | - | * | | - | - |

Notas: (1) poupança de eletricidade em kWh (2) poupança de consumo de gás natural em $m^3$

**Tabela 6.22 - Matrizes A,B,C e D. Cenário pessimista Ano 2035**

| Matriz A - Reduções de consumos de energia (kWh/ano) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Medidas ? ? ETAR | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3C | TIPO M3D | TIPO M4 | TIPO M5 |
| Almargem | 198135 | - | 3304232 | | | - |
| Faro Noroeste | 249903 | - | (1)? (2)? | - | | - |
| Olhão Nascente | 104263 | - | -296461 | | - | - |
| Matriz B - Reduções de emissões operativas associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 93 | - | | | 471 | - |
| Faro Noroeste | 117 | - | 7735 | - | 642 | - |
| Olhão Nascente | 49 | - | | | - | - |
| Matriz B' - Emissões incorporadas na construção (anuidades em $tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | | | 29 | - |
| Faro Noroeste | 0 | - | 78 | - | 38 | - |
| Olhão Nascente | 0 | - | | | 0 | - |
| Matriz B'' - Reduções líquidas de emissões associada às medidas ($tCO_2e$/ano) | | | | | | |
| Almargem | 93 | - | | | 442 | - |
| Faro Noroeste | 117 | - | 7657 | - | 604 | - |
| Olhão Nascente | 49 | - | | | - | - |
| Matriz C - Custo total atualizado das medidas (Euros) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | | | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | - | 1500000 | - | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | - | | | - | - |
| Matriz D - Custo específico da redução de emissões (euros/($tCO_2e$/ano)) | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | | | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | - | 196 | - | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | - | * | | - | - |

Notas: (1) poupança de eletricidade em kWh (2) poupança de consumo de gás natural em $m^3$

* O valor deste indicador, em $tCO_2e$/ano, não traduz o custo unitário de redução de emissões em euros/$tCO_2e$. Para avaliar este custo unitário haveria que dividir o custo total atualizado da medida pelo somatório das reduções de emissões proporcionadas pela medida ao longo do seu período de vida útil. O valor então obtido seria da ordem de 30 a 40 vezes inferior ao do indicador em análise.

**Tabela 6.23 - Matrizes A,B,C e D. Cenário pessimista Ano 2050**

| Matriz A - Reduções de consumos de energia (kWh/ano) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Medidas ?<br>? ETAR | TIPO M1 | TIPO M2 | TIPO M3C | TIPO M3D | TIPO M4 | TIPO M5 |
| Almargem | 245974 | - | 4064998 | | | - |
| Faro Noroeste | 274481 | - | (1)? (2)? | - | | - |
| Olhão Nascente | 115882 | - | -365989 | | - | - |
| **Matriz B - Reduções de emissões operativas associada às medidas ($tCO_2e$/ano)** | | | | | | |
| Almargem | 116 | - | | | 611 | - |
| Faro Noroeste | 129 | - | 8786 | - | 709 | - |
| Olhão Nascente | 54 | - | | | - | - |
| **Matriz B' - Emissões incorporadas na construção (anuidades em $tCO_2e$/ano)** | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | | | 29 | - |
| Faro Noroeste | 0 | - | 78 | - | 38 | - |
| Olhão Nascente | 0 | - | | | 0 | - |
| **Matriz B'' - Reduções líquidas de emissões associada às medidas ($tCO_2e$/ano)** | | | | | | |
| Almargem | 116 | - | | | 582 | - |
| Faro Noroeste | 129 | - | 8708 | - | 671 | - |
| Olhão Nascente | 54 | - | | | - | - |
| **Matriz C - Custo total atualizado das medidas (Euros)** | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | | | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | - | 1500000 | - | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | - | | | - | - |
| **Matriz D - Custo específico da redução de emissões (euros/($tCO_2e$/ano))** | | | | | | |
| Almargem | 0 | - | | | 0 | - |
| Faro Noroeste | 0 | - | 172 | - | 0 | - |
| Olhão Nascente | 0 | - | * | | - | - |

* O valor deste indicador, em $tCO_2e$/ano, não traduz o custo unitário de redução de emissões em euros/$tCO_2e$. Para avaliar este custo unitário haveria que dividir o custo total atualizado da medida pelo somatório das reduções de emissões proporcionadas pela medida ao longo do seu período de vida útil. O valor então obtido seria da ordem de 30 a 40 vezes inferior ao do indicador em análise.

A poupança de energia proporcionada pelas medidas tipo M3A é bastante superior ao valor atrás referido, uma vez que, como já referido, este conjunto de medidas permite a obtenção de um biossólido de classe A, com uma sicidade de 90 a 95%, enquanto que a solução "*nada fazer*" não permite a obtenção daquele tipo de biossólido e garante sicidades de apenas 20 a 22%.

## 6.11 Seleção de medidas a adotar e avaliação dos resultados esperáveis

### 6.11.1 Metodologia

A metodologia adotada na seleção do conjunto de medidas mais custo-eficaz para atingir as metas de redução de emissões consideradas foi a proposta no capítulo 5 desta tese e consiste em dois passos sequenciais:

1 - a criação de uma matriz de seriação das medidas, na qual, para cada cenário e para cada ano horizonte das metas de redução de emissões admitidas, são ordenadas as medidas por ordem crescente dos respetivos custos atualizados específicos de redução líquida de emissões;

2 - a comparação entre o valor das reduções líquidas sequencialmente acumuladas e o valor da redução de emissões de GEE que permite atingir a meta de redução considerada, por forma a identificar o conjunto de medidas estritamente necessárias, nas diferentes ETAR, para alcançar globalmente essa meta, ao mais baixo custo.

As reduções de emissões serão sempre referidas à solução "*nada fazer*" para reduzir emissões, isto é, aos valores de emissões correspondentes à manutenção dos atuais procedimentos de gestão e das atuais linhas processuais de tratamento.

Na elaboração do somatório das reduções de emissões associadas a um conjunto de diferentes tipos de medidas deverá verificar-se se esses tipos de medidas são independentes entre si, do ponto de vista da redução de emissões. Se houver dependência, não se podem somar as reduções de emissões, havendo que proceder aos ajustes necessários.

Por exemplo, a redução de emissões associada a um conjunto de medidas envolvendo a digestão anaeróbia não pode ser somada com a redução associada a outro conjunto de medidas equacionáveis envolvendo uma unidade de tratamento de gorduras, uma vez que, instalando a digestão, a solução técnica mais adequada poderia ser a digestão das gorduras em conjunto com as lamas.

Neste caso, o primeiro conjunto de medidas será do tipo M3, sendo o segundo conjunto do tipo M3A. As duas medidas serão entendidas como duas fases alternativas de implementação. Isto é, uma medida alternativa será a instalação, apenas, do tratamento de gorduras (tipo M3) e a segunda alternativa será a instalação de digestão, devendo considerar-se a retirada de serviço do tratamento de gorduras (se for essa a solução técnica mais adequada, tendo em conta, entre outros aspetos técnicos, o potencial efeito negativo da presença de níveis elevados de gorduras na estabilidade da digestão anaeróbia). A redução de emissões nesta segunda alternativa não deverá ser cumulativa com a da primeira.

Nos itens seguintes é efetuada a seleção do conjunto de medidas mais custo-eficaz para atingir as metas de redução admitidas, nos cenários considerados. Nos casos em que o conjunto de medidas alternativas dos tipos M1 a M4 se revelou insuficiente para alcançar as metas, foi considerada a implementação de medidas tipo M5 (aproveitamento de FER, eólica e, ou solar) nas ETAR e avaliadas as quantidades de energia renovável a aproveitar e incorporar no consumo das ETAR para permitir aquele alcance. Esta avaliação foi efetuada através da divisão do valor da redução de emissões necessária pelo valor da intensidade carbónica da energia elétrica comprada pelas ETAR. Esta metodologia pressupõe a consideração das FER como não emissoras, assunção considerada aceitável face ao reduzido valor das suas emissões, comparativamente com as emissões da produção de energia a partir de combustíveis fósseis.

Embora, como já se referiu, se admita que poderá não ser viável, para a entidade gestora, enquanto consumidor privado, o aproveitamento de FER a uma escala relevante (dados os constrangimentos técnicos locais e os entraves jurídico-administrativos), considerou-se interessante esta avaliação para esgotar a análise do realismo e das possibilidades de alcançar as metas admitidas nos diferentes cenários considerados. Neste enquadramento, estas medidas tipo M5 foram, como já referido, consideradas em último lugar na seriação, independentemente dos seus custos associados.

### 6.11.2 Cenário otimista

Na Tabela 6.24 é apresentada a matriz de seriação das medidas alterativas elegíveis para atingir as metas de redução de emissões estabelecidas nos anos horizontes de 2022, 2035 e 2050, no **cenário otimista** (manutenção dos atuais exigências e condicionalismos à valorização de lamas no solo e evolução decrescente da intensidade carbónica da produção da energia elétrica nacional, atingindo o valor de 0,15 kg$CO_2$e/kWh, em 2020).

A análise desta tabela permite retirar as seguintes conclusões:

1- Para atingir a meta estabelecida para o **ano 2022** (redução das emissões para 90% das verificadas em 2012, implicando uma redução de emissões de GEE de 638 t$CO_2$e/ano ) será suficiente aplicar as medidas de melhoria da eficiência energética nas três ETAR em estudo e subir para 100% a percentagem de lamas valorizadas no solo, nas ETAR de Faro Noroeste e Olhão Nascente, percentagem já atualmente verificada na ETAR de Almargem (a redução acumulada é estimada em 648 t$CO_2$e/ano);

2- Para atingir a meta considerada para o **ano 2035** (redução das emissões de GEE para 78% das verificadas em 2012, implicando uma redução de emissões de 1467 t$CO_2$e/ano) será suficiente complementar as medidas listadas em 1 com a reutilização das águas residuais tratadas nas ETAR de Faro Noroeste e Almargem, pois a redução acumulada (1741 t$CO_2$e/ano) já ultrapassa o valor da meta de redução;

3- Para atingir a meta estabelecida para o **ano 2050** (numa evolução decrescente da intensidade carbónica do tratamento de águas residuais, atingir o valor de 39,5 g$CO_2$e/(HE.dia), equivalente, sensivelmente, a 0,22 kg$CO_2$e/$m^3$ de águas residuais tratadas), implicando uma redução de emissões de GEE de 2293 t$CO_2$e/ano, será necessário complementar as medidas listadas nos pontos 1 e 2 anteriores com a instalação de tratamento biológico de gorduras na ETAR de Almargem, ou na ETAR de Faro Noroeste.

No caso de a implementação da reutilização de águas residuais se revelar inviável, por dificuldades associadas à adesão dos utilizadores, ou outras, a instalação de tratamento biológico de gorduras nas três ETAR, na segunda fase, em complemento das medidas tipos M1 e M2 instaladas na primeira fase, permitirá atingir as metas de redução admitidas nos anos horizontes de 2035 e 2050. O conjunto de medidas assim implementado permitirá alcançar, em 2050, uma redução de emissões de GEE de[15] 2369 t$CO_2$e/ano.

A relativa facilidade com que se cumprirão as metas de redução neste cenário otimista decorre da grande redução de emissões de GEE induzida pelo abaixamento da intensidade carbónica da energia elétrica consumida nas ETAR, dos atuais 0,47 para 0,15 kg$CO_2$e/kWh, como previsto no cenário otimista.

[15] 2369=3622-(671+582), em que: 671 e 582 são os valores da redução de emissões que seriam proporcionadas pela reutilização, se esta fosse viável (valores da Tabela 6.24)

**Tabela 6.24 - Matriz de seriação das medidas alternativas para redução de emissões. Cenário otimista**

| Cenário ► | Otimista | Ano horizonte ► | 2022 | Meta de redução ($tCO_2e$/ano) ► | | 638 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| ETAR | Medidas | Custo específico atual. (euros/($tCO_2e$/ano)) | Redução emissões ($tCO_2e$/ano) | | Custo atualizado (euros) | |
| | | | Parcial | Acumulada | Parcial | Acumulado |
| Almargem | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 23 | 23 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 36 | 59 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 14 | 73 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M2 Mais valoriz agrícola | 0 | 332 | 405 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M2 Mais valoriz agrícola | 0 | 243 | 648 | 0 | 0 |
| **Cenário ►** | **Otimista** | **Ano horizonte ►** | 2035 | **Meta de redução** ($tCO_2e$/ano) ► | | 1467 |
| ETAR | Medidas | Custo específico atual. (euros/($tCO_2e$/ano)) | Redução emissões ($tCO_2e$/ano) | | Custo atualizado (euros) | |
| | | | Parcial | Acumulada | Parcial | Acumulado |
| Almargem | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 29 | 29 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 37 | 67 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 15 | 82 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M2 Mais valoriz agrícola | 0 | 344 | 426 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M2 Mais valoriz agrícola | 0 | 269 | 695 | 0 | 0 |
| Almargem | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 442 | 1137 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 604 | 1741 | 0 | 0 |
| **Cenário ►** | **Otimista** | **Ano horizonte ►** | 2050 | **Meta de redução** ($tCO_2e$/ano) ► | | 2293 |
| ETAR | Medidas | Custo específico atual. (euros/($tCO_2e$/ano)) | Redução emissões ($tCO_2e$/ano) | | Custo atualizado (euros) | |
| | | | Parcial | Acumulada | Parcial | Acumulado |
| Almargem | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 37 | 37 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 41 | 78 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 17 | 95 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M2 Mais valoriz agrícola | 0 | 382 | 477 | 0 | 0 |
| Olhão | Tipo M2 Mais valoriz agrícola | 0 | 302 | 779 | 0 | 0 |
| Almargem | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 582 | 1361 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 671 | 2032 | 0 | 0 |
| Almargem | TIPO M3 Trat biológico gordura | 0 | 634 | 2665 | 0 | 0 |
| Faro Noroeste | TIPO M3 Trat biológico gordura | 0 | 829 | 3495 | 0 | 0 |
| Olhão | TIPO M3 Trat biológico gordura | 0 | 127 | 3622 | 0 | 0 |

### 6.11.3 Cenário central

Na Tabela 6.25 é apresentada a matriz de seriação das medidas alterativas elegíveis para atingir as metas de redução de emissões estabelecidas nos anos horizontes de 2022, 2035 e 2050, no cenário central (manutenção dos atuais exigências e condicionalismos à valorização de lamas no solo e constância ao longo do tempo da intensidade carbónica da produção da energia elétrica nacional, no valor de 0,47 $kgCO_2e$/kWh).

A análise desta tabela permite as seguintes conclusões, a respeito do alcance das metas de redução admitidas, no **cenário central**:

1. Para atingir a meta estabelecida para o **ano 2022** (necessidade de uma redução de 2195 $tCO_2e$) será necessário:

   a) No caso de a reutilização de águas residuais tratadas se revelar viável:

   - aplicar as medidas de melhoria da eficiência energética nas três ETAR em estudo (tipo M1);

   - subir para 100% a percentagem de lamas valorizadas no solo, nas ETAR de Faro Noroeste e Olhão Nascente, percentagem verificada atualmente na ETAR de Almargem (tipo M2);

   - promover a reutilização de, pelo menos, 80% das águas residuais tratadas nas ETAR de Almargem e Faro Noroeste (tipo M4);

   - instalar tratamento biológico de gorduras na ETAR de Faro Noroeste (tipo M3).

**Tabela 6.25- Matriz de seriação das medidas alternativas para redução de emissões. Cenário central**

| Cenário ► | Central | Ano horizonte ► | 2022 | Meta de redução ($tCO_2e$/ano) ► | | 2195 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| ETAR | Medidas | Custo específico atual. (euros/($tCO_2e$/ano)) | Redução emissões ($tCO_2e$/ano) | | Custo atualizado (euros) | |
| | | | Parcial | Acumulada | Parcial | Acumulado |
| Almargem | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 70 | 70 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 111 | 181 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 44 | 226 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M2 Mais valoriz agrícola | 0 | 332 | 558 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M2 Mais valoriz agrícola | 0 | 243 | 801 | 0 | 0 |
| Almargem | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 320 | 1121 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 536 | 1656 | 0 | 0 |
| Faro Noroeste | TIPO M3 Trat biológico gordura | 0 | 684 | 2341 | 0 | 0 |
| Almargem | TIPO M3 Trat biológico gordura | 0 | 374 | 2715 | 0 | 0 |
| Olhão | TIPO M3 Trat biológico gorduras | | 112 | 2827 | 0 | 0 |
| **Cenário ►** | **Central** | **Ano horizonte ►** | 2035 | **Meta de redução** ($tCO_2e$/ano) ► | | 3243 |
| ETAR | Medidas | Custo específico atual. (euros/($tCO_2e$/ano)) | Redução emissões ($tCO_2e$/ano) | | Custo atualizado (euros) | |
| | | | Parcial | Acumulada (1) | Parcial | Acumulado |
| Almargem | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 93 | 93 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 117 | 211 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 49 | 260 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M2 Mais valoriz agrícola | 0 | 344 | 603 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M2 Mais valoriz agrícola | 0 | 269 | 873 | 0 | 0 |
| Almargem | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 442 | 1315 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 604 | 1919 | 0 | 0 |
| Almargem | TIPO M3 Trat biológico gordura | 0 | 488 | 2406 | * | * |
| Faro NW | TIPO M3 Trat biológico gordura | 0 | 750 | 3157 | * | * |
| Olhão Nasc | TIPO M3 Trat biológico gordura | 0 | 113 | 3269 | * | * |
| Almargem | Transporte de lamas e gorduras para a ETAR de Faro | | 366 | 1672 | | |
| Faro NW | Tipo M3A (Hidrólise Térm + DA + Cogeração + SecagemTérm + Valoriz Agrícola, centralizada a partir da ETAR de Faro NW) | 684 * | 1403 | 3075 | 1500000 | 1500000 |
| Olhão Nasc | Transporte de lamas e gorduras para a ETAR de Faro | | 423 | 3498 | | |
| | | | | | | |
| **Cenário ►** | **Central** | **Ano horizonte ►** | 2050 | **Meta de redução** ($tCO_2e$/ano) ► | | 4333 |
| ETAR | Medidas | Custo específico atual. (euros/($tCO_2e$/ano)) | Redução emissões ($tCO_2e$/ano) | | Custo atualizado (euros) | |
| | | | Parcial | Acumulada | Parcial | Acumulado |
| Almargem | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 116 | 116 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 129 | 245 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 54 | 299 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M2 Mais valoriz agrícola | * | 0 | 0 | * | * |
| Olhão N | Tipo M2 Mais valoriz agrícola | * | 0 | 0 | * | * |
| Almargem | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 582 | 881 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 671 | 1551 | 0 | 0 |
| Almargem | TIPO M3 Trat biológico gordura | * | * | * | * | * |
| Faro NW | TIPO M3 Trat biológico gordura | * | * | * | * | * |
| Olhão Nasc | TIPO M3 Trat biológico gordura | * | * | * | * | * |
| Almargem | Transporte de lamas e gorduras para a ETAR de Faro | | 483 | 2035 | | |
| Faro NW | Tipo M3A (Hidrólise Térm + DA + Cogeração + SecagemTérm + Valoriz Agrícola, centralizada a partir da ETAR de Faro NW) | 581 * | 1628 | 3663 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Transporte de lamas e gorduras para a ETAR de Faro | | 470 | 4133 | | |

(1) Nas reduções acumuladas proporcionadas pelas medidas tipo M3A estão deduzidas as reduções proporcionadas palas medidas tipos M2 e M3

* A redução de emissões estimada proporcionada por estas medidas está absorvida nas reduções estimadas para a medida M3 A

*O valor deste indicador, em $tCO_2e$/ano, não traduz o custo unitário de redução de emissões em euros/$tCO_2e$. Para avaliar este custo unitário haveria que dividir o custo total atualizado da medida pelo somatório das reduções de emissões proporcionadas pela medida ao longo do seu período de vida útil. O valor então obtido seria da ordem de 30 a 40 vezes inferior ao do indicador em análise

Este conjunto de medidas permitirá uma redução de emissões estimada em 2341 $tCO_2e$, no ano de 2022, valor superior ao necessário para atingir a meta definida.

b) No caso de a reutilização não ser viável, será necessário promover o tratamento biológico de gorduras nas três ETAR, verificando-se, ainda assim, que a meta não

é atingida por uma diferença muito reduzida (redução conseguida de[16] 1971 $tCO_2e$/ano);

2. Para atingir a meta definida para o **ano 2035**, que implica uma redução de 3242 $tCO_2e$/ano, será necessário acrescentar as seguintes medidas às adotadas na fase anterior:

a) no caso de a reutilização ter sido implementada na fase anterior e continuar viável, bastará a instalação de tratamento biológico de gorduras nas ETAR de Almargem e Olhão Nascente, permitindo alcançar uma redução acumulada de [17]3269 $tCO_2e$/ano;

b) no caso de a reutilização ter sido inviável no decurso da primeira fase e se revelar viável nesta segunda fase, será necessário implementar a reutilização (medida Tipo M4) das águas residuais tratadas nas ETAR de Almargem e Faro, permitindo uma redução acumulada de emissões de valor igual ao referido na alínea anterior;

c) no caso de a reutilização se continuar a revelar inviável, será necessário implementar as medidas Tipo M3A (complementando as medidas M1, M2 e M3), permitindo atingir uma redução acumulada de emissões de[18] 2452 $tCO_2e$/ano; será ainda necessário aproveitar FER (eólica e solar - medidas tipo M5) para permitir uma redução de emissões de GEE de[19] 791 $tCO_2$/ano; será necessário aproveitar[20] 1680 MWh/ano de FER.

O consumo das três ETAR no ano 2035 (após aplicação das medidas M3A) é estimado em apenas[21] 322753 kWh, pelo que a incorporação daquela quantidade de energia renovável, eólica e solar) deverá ser muito problemática, implicando a venda de quase toda a energia produzida.

3. Para atingir a meta relativa ao **ano 2050** (necessidade de redução de 4333 $tCO_2e$/ano):

a) no caso de a reutilização já estar implementada das fases anteriores e continuar viável, será necessário recuperar a energia contida nas águas residuais, através da digestão anaeróbia integrada no conjunto de medidas tipo M3A, em complemento das medidas anteriores, permitindo uma redução de emissões avaliada em 4133 $tCO_2e$/ano (valor muito próximo da redução necessária para atingir a meta em análise);

---

[16] 1971= 2827- (320+536), em que: 2827 é o valor da redução total de emissões e os valores de 320 e 536 são as reduções de emissões que seriam proporcionadas pela reutilização se fosse viável (valores constantes na Tabela 6.25)

[17] Valor da Tabela 6.25

[18] 2452=3498-(442+604), em que 3498 é o valor estimado da redução de emissões das medidas M1 a M3A (Tabela 6.25) e os valores entre parêntesis correspondem às reduções de emissões que seriam proporcionadas pela reutilização de águas residuais, caso fosse viável (Tabela 6.25).

[19] 791=(3243-2452)

[20] 1680=(791*1000/0,47), sendo 0,47 a intensidade carbónica da energia elétrica adquirida ao exterior (cenário central).

[21] 322753=0,04 * 8068830, sendo 0,04 o consumo específico de energia elétrica no conjunto das 3 ETAR após medidas M3A (Tabela 6.11); e 8068830 o volume de águas residuais tratadas em 2035 em $m^3$ (Tabela 6.5)

b) se a reutilização se revelar viável nesta fase, será necessário complementar as medidas implementadas na fase anterior (M1, M2, M3, M3A e M5) com a reutilização de águas residuais das ETAR de Almargem e Faro Noroeste, permitindo atingir uma redução acumulada de emissões de[22] 4923 $tCO_2e$/ano, valor que ultrapassa as necessidades de redução;

c) Se a reutilização de águas residuais não for viável no horizonte 2050, o alcance das metas de redução neste horizonte implicará a necessidade de complementar as medidas já implementadas nas fases anteriores com a instalação de aproveitamentos de FER (medidas do tipo M5) nas ETAR. Será necessária uma redução adicional de[23] 1453 $tCO_2e$/ano. Esta necessidade implicará a incorporação de um total de[24] 3091489 kWh/ano de energia renovável no consumo de energia elétrica das ETAR (cerca de 1411 MWh/ano adicionais ao implementado na fase anterior).

O consumo das três ETAR no ano 2050 (após aplicação das medidas M3A de recuperação da energia incorporada nas águas residuais) é estimado em apenas[25] 189611 kWh/ano, pelo que a incorporação daquelas quantidades de energia renovável deverá ser muito problemática.

Dado que, com a implementação das medidas tipo M3A, as gorduras produzidas nas três ETAR poderão ser digeridas em conjunto com as lamas, serão equacionáveis duas opções: instalação do tratamento de gorduras na primeira fase, visando o alcance da meta de 2022 (sendo que estas instalações de tratamento poderão ter de ser abandonadas alguns anos depois, após a instalação da digestão anaeróbia necessária ao cumprimento da meta de 2050); ou a instalação da digestão anaeróbia logo por volta do ano 2020.

### 6.11.4 Cenário pessimista

Na Tabela 6.26 é apresentada a matriz de seriação das medidas alterativas elegíveis para atingir as metas de redução de emissões estabelecidas nos anos horizontes de 2022, 2035 e 2050, no **cenário pessimista**, em que se admite constante ao longo do tempo a intensidade carbónica da produção de energia elétrica e o cenário extremo de impossibilidade total de valorização das lamas no solo.

Pela análise desta tabela, retiram-se as seguintes conclusões :

1. Para atingir a redução de emissões de 6789 $tCO_2e$/ano, correspondente ao alcance da meta do **ano horizonte 2022**, será necessário:

---

[22] 4923=4133+790 sendo 790 o valor da redução de emissões proporcionada pelas medidas tipo M5 implementadas na fase anterior

[23] 1453=4333-(4133-(582+671)), sendo 4133 da Tabela 6.25; e (582+671) o valor da redução de emissões que seria proporcionada pela reutilização de águas residuais se esta fosse viável

[24] 3091489=1453*1000/0,47, sendo 0,47 a intensidade carbónica da energia elétrica adquirida ao exterior (cenário central)

[25] 189611=0,02 * 9480560, sendo 0,02 o consumo específico de energia elétrica no conjunto das 3 ETAR após medidas M3A (Tabela 6.11); e 9480560 o volume de águas residuais tratadas em 2050 em $m^3$ (Tabela 6.5).

a) No caso de a reutilização ser viável, as medidas do tipo M3C, complementando as medidas dos tipos M1 e M4, permitem atingir a meta relativa ao ano horizonte 2022 (embora com um ligeiro défice - redução líquida conseguida de 6760 $tCO_2e$/ano);

**Tabela 6.26 - Matriz de seriação das medidas alternativas para redução de emissões. Cenário pessimista**

| **Cenário ►** | **Pessimista** | **Ano horizonte ►** | 2022 | **Meta de redução** ($tCO_2e$/ano) ► | | 6789 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| ETAR | Medidas | Custo específico atual. (euro/($tCO_2e$/ano)) | Redução emissões ($tCO_2e$/ano) | | Custo atualizado (euros) | |
| | | | Parcial | Acumulada | Parcial | Acumulado |
| Almargem | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 70 | 70 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 111 | 181 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 44 | 226 | 0 | 0 |
| Almargem | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 320 | 546 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 536 | 1081 | 0 | 0 |
| Almargem<br>Faro NW<br>Olhão Nasc | Tipo M3C (Hidrólise Term+DA+Cogeração+Sec Term +Valoriz energética a partir da ETAR de Faro NW) | 264 * | 5679 | 6760 | 0 | 0 |
| **Cenário ►** | **Pessimista** | **Ano horizonte ►** | 2035 | **Meta de redução** ($tCO_2e$/ano) ► | | 9353 |
| ETAR | Medidas | Custo específico atual. (euros/($tCO_2e$/ano)) | Redução emissões ($tCO_2e$/ano) | | Custo atualizado (euros) | |
| | | | Parcial | Acumulada | Parcial | Acumulado |
| Almargem | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 93 | 93 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 117 | 211 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 49 | 260 | 0 | 0 |
| Almargem | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 442 | 702 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 604 | 1305 | 0 | 0 |
| Almargem<br>Faro NW<br>Olhão Nasc | Tipo M3C (Hidrólise Term+DA+Cogeração+Sec Term +Valoriz energética a partir da ETAR de Faro NW) | 196 * | 7657 | 8963 | 0 | 0 |
| **Cenário ►** | **Pessimista** | **Ano horizonte ►** | 2050 | **Meta de redução** ($tCO_2e$/ano) ► | | 11379 |
| ETAR | Medidas | Custo específico atual. (euros/($tCO_2e$/ano)) | Redução emissões ($tCO_2e$/ano) | | Custo atualizado (euros) | |
| | | | Parcial | Acumulada | Parcial | Acumulado |
| Almargem | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 116 | 116 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 129 | 245 | 0 | 0 |
| Olhão Nasc | Tipo M1 Melhor eficiência | 0 | 54 | 299 | 0 | 0 |
| Almargem | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 582 | 881 | 0 | 0 |
| Faro NW | Tipo M4 Reutilização (80%) | 0 | 671 | 1551 | 0 | 0 |
| Almargem<br>Faro NW<br>Olhão Nasc | Tipo M3C (Hidrólise Term+DA+Cogeração+Sec Term +Valoriz energética a partir da ETAR de Faro NW) | 172 * | 8708 | 10260 | 0 | 0 |

*O valor deste indicador, em $tCO_2e$/ano, não traduz o custo unitário de redução de emissões em euros/$tCO_2e$. Para avaliar este custo unitário haveria que dividir o custo total atualizado da medida pelo somatório das reduções de emissões proporcionadas pela medida ao longo do seu período de vida útil. O valor então obtido seria da ordem de 30 a 40 vezes inferior ao do indicador em análise

b) Se a reutilização das águas residuais não for viável, as medidas M1 e M3C não serão suficientes para atingir esta meta de 2022, tornando-se necessário implementar o aproveitamento FER nas ETAR, eólica e, ou solar (medidas tipo M5). Para compensar a redução de emissões de[26] 856 $tCO_2e$/ano proporcionada pela reutilização, torna-se necessário um aproveitamento de cerca de[27] 1800 MWh/ano, valor que é equivalente a cerca de[28] 130% do consumo de energia elétrica das três ETAR no ano 2022.

[26] 856=320+536 sendo 320 e 536 os valores estimados da redução de emissões que seria proporcionada pela reutilização de águas residuais (valores da Tabela 6.26).

[27] 1800=856*1000/0,47, sendo 0,47 a intensidade carbónica da energia elétrica adquirida ao exterior (cenário pessimista).

2. Para atingir a meta de redução de emissões admitida no **ano horizonte 2035** é requerida uma redução de 9353 $tCO_2e$/ano, sendo necessárias as medidas seguintes:

a) Se a reutilização tiver sido implementada na fase anterior e continuar viável, será necessário complementar as medidas já tomadas com o aproveitamento de cerca de[29] 867 MWh/ano de FER (medidas do tipo M5). Este valor representa cerca de 50% do consumo total de energia elétrica das três ETAR, no ano 2035, que é estimado em[30] 1700 MWh;

b) Se a reutilização se revelar viável nesta segunda fase, será necessário complementar as medidas M1, M3C e M5(1800 MWh/ano) da fase anterior com a reutilização das águas residuais tratadas; será conseguida uma redução de emissões de[31] 9819 $tCO_2e$/ano;

c) Se a reutilização continuar inviável, será necessário reforçar o aproveitamento de FER para permitir uma redução de emissões de[32] 544 $tCO_2e$/ano. Será necessário aproveitar[33] 1157 MWh de FER (medidas do tipo M5), adicionalmente aos 1800 aproveitados na fase anterior, perfazendo um total de 2957 MWh/ano;

3. No **ano horizonte 2050** é requerida uma redução líquida de 11379 $tCO_2e$/ano, superior à redução proporcionada pelo conjunto de medidas M1, M3C e M4, estimada em 10260 $tCO_2e$/ano. Com uma redução de apenas 10260 $tCO_2e$/ano, as emissões em 2050 rondariam o valor de[34] 3205 $tCO_2e$/ano, o qual se traduziria numa intensidade carbónica de[35] 0,34 $kgCO_2e/m^3$, valor superior, em cerca de 50%, ao da meta de 0,22 $kgCO_2e/m^3$ admitida no ano horizonte 2050. Torna-se assim necessário recorrer ao aproveitamento de FER (medidas do tipo M5), complementando os aproveitamentos já previstos nas fases anteriores.

---

[28] 130=1800/(0,2*6926555/1000)*100, sendo 0,2 o consumo específico do conjunto de 3 ETAR , em 2022, após implementação das medidas tipo M3C (Tabela 6.12) e 6926555 o volume de águas residuais tratadas em 2022 (Tabela 6.5).

[29] 867=((9353-8963)*1000/0,47, sendo 0,47 o valor da intensidade carbónica da energia elétrica adquirida ao exterior (cenário pessimista).

[30] 1700=8068830*0,21, sendo 8068830 o valor do volume de águas residuais tratadas em 2035, em $m^3$ (Tabela 6.5), e 0,21 o consumo específico do conjunto de 3 ETAR , em 2035, após implementação das medidas tipo M3C (Tabela 6.12).

[31] 9819=8963 + 856, sendo 856 o valor da redução de emissões correspondente ao aproveitamento de 1800 MWh/ano de FER implementado na fase anterior.

[32] 544=9353-8963+(442+608)-856, sendo os valores entre parêntesis correspondentes à redução de emissões proporcionada pela reutilização, se fosse viável, e que têm de ser compensados; e 856 o valor da redução de emissões correspondente ao aproveitamento de 1800 MWh/ano implementado na fase anterior.

[33] 1157=(544*1000/0,47), sendo 0,47 a intensidade carbónica da energia elétrica adquirida ao exterior (cenário pessimista).

[34] 3205=13465-10260, sendo 13465 o valor das emissões previstas em 2050, para o conjunto das 3 ETAR, na situação de "*nada fazer*" (Tabela 6.9).

[35] 0,34=3205000/9480560, sendo 9480560 o volume de águas residuais tratadas em 2050 em $m^3$ (Tabela 6.5).

a) No caso de a reutilização continuar viável, será necessário aproveitar FER para conseguir uma redução de[36] 1119 $tCO_2e$/ano, num valor de[37] 2380 MWh/ano; será necessário reforçar o aproveitamento de FER implementado nas fases anteriores de forma a perfazer aquele total de 2380 MWh/ano requerido;
b) No caso de a reutilização se revelar viável nesta fase, a redução de emissões proporcionada pela reutilização de 80% das águas residuais tratadas nas ETAR de faro Noroeste e Almargem, em conjunto com a redução de emissões proporcionada pelo conjunto de medidas implementado na fase anterior, tipos M1, M3C e M5 (2957 MWh/ano) atingem o valor de[38] 11650 $tCO_2e$/ano, valor superior ao da meta de redução admitida em 2050;
c) No caso de a reutilização continuar inviável, será necessário aproveitar FER que permitam uma redução de emissões de[39] 972 $tCO_2e$/ano. Para este efeito é necessário aproveitar 2060 MWh/ano, em adicional aos 2957 kWh/ano previstos na fase anterior, perfazendo um total de 5017 MWh/ano, valor que será equivalente a cerca de 2,9 vezes[40] o consumo de energia elétrica das três ETAR em 2050.

### 6.12 Roteiro e cronograma de implementação de medidas

Na Figura 6.13 é apresentado, de forma gráfica, o roteiro de opções e medidas a adotar para atingir as metas de redução de emissões de GEE admitidas para o conjunto de três ETAR em estudo, em função de diferentes cenários de dificuldades e obstáculos, designadamente em termos da viabilidade da valorização no solo das lamas produzidas nas ETAR e da reutilização de águas residuais tratadas. Como já foi referido, estas práticas constituem duas das medidas mais eficientes para a redução das emissões de GEE no tratamento de águas residuais.

### 6.13 Conclusões da aplicação ao caso de estudo

A aplicação ao caso de estudo envolveu, como não podia deixar de ser, dado o facto de algumas abordagens necessárias à aplicação extravasarem o âmbito desta tese, a formulação

---

[36] 1119=11379-10260

[37] 2380=1119*1000/0,47, sendo 0,47 a intensidade carbónica da energia elétrica adquirida ao exterior (cenário pessimista).

[38] 11650=10250+1400, em que 10250 é a redução acumulada obtida com as medidas tipos M1, M4 e M3C (Tabela 6.26) e 1400 é o valor da redução de emissões proporcionada pelo aproveitamento de 2957 MWh/ano de FER.

[39] 972= 11379-10260+(671+582)-(856+544), sendo o primeiro entre parêntesis os valores de redução de emissões que seriam proporcionados pela reutilização, se esta fosse viável, e o segundo entre parêntesis os valores das reduções de emissões proporcionadas pelos aproveitamentos de FER de 1800 MWh/ano e 1157 MWH/ano implementados na fase anterior.

[40] 2,9= 5017000/(0,18*9480560), sendo 0,18 o consumo específico em $kWh/m^3$ das ETAR em 2050 (Tabela 6.5) e 9480560 o volume de águas residuais tratadas em 2050 (Tabela 6.5

de algumas hipóteses simplificadoras. Considera-se, ainda assim, que tal formulação não retira validade às conclusões gerais desta aplicação.

A **primeira conclusão** diz respeito à grande importância da intensidade carbónica da produção da energia elétrica consumida nas ETAR, comprada ao exterior. Verificou-se que o cumprimento da meta, estabelecida no RNER, de incorporação, até 2020, de 82,2% de fontes renováveis na produção nacional de energia elétrica (a que corresponderá uma intensidade carbónica estimada em 0,15 kg$CO_2$e/kWh) facilitaria muito o cumprimento das metas admitidas, incluindo a ambiciosa meta, prevista no RNBC, de se atingir, até 2050, uma intensidade carbónica do tratamento de águas residuais de 39,5 g$CO_2$e por habitante e por dia.

A **segunda conclusão** prende-se com a importância determinante da valorização de lamas no solo e da reutilização de águas residuais tratadas, na mitigação das emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais. Estas práticas consubstanciam a reciclagem de materiais, sendo indispensáveis ao alinhamento do tratamento de águas residuais no rumo para uma economia do tipo circular.

A importância da **valorização de lamas no solo** foi evidenciada pelos resultados da análise de um **cenário pessimista**, no qual se admitiu que as condicionantes a esta prática evoluirão no sentido da sua total inviabilização (opção 4 admitida nos estudos em curso para revisão da Diretiva n.º 86/278/CEE (RPA, 2010)) . Concluiu-se, pela análise deste cenário, que:

a) Para atingir a meta de redução de emissões de GEE admitida no **ano 2022**, se a reutilização de águas residuais tratadas não for viável, será necessário implementar o aproveitamento de 1800 MWh/ano de FER (eólica e, ou solar), para além das melhorias de eficiência e da recuperação da energia contida nas águas residuais e nas lamas;

b) O alcance das metas admitidas para o **ano 2035** implicará o aproveitamento de 867 MWh/ano de FER , se for implementada a reutilização de águas residuais; se esta prática for inviável, o valor de FER a aproveitar subirá para 2957 MWh/ano;

c) Para alcançar a meta de redução admitida no **ano 2050** é necessário subir os quantitativos de aproveitamento de FER para 2380 MWh/ano (no caso de a reutilização de águas residuais tratadas se revelar viável) ou de 5017 MWh/ano (no caso de inviabilidade da reutilização.

Em face dos consumos estimados de energia elétrica das ETAR e tendo em conta os constrangimentos de índole técnica e jurídico-administrativa e os condicionalismos locais, admite-se que será muito difícil implementar o aproveitamento de FER aos níveis referidos (admite-se a exceção do aproveitamento de 867 MWh/ano, referido na alínea b) anterior, o qual representa cerca de 50% dos consumos totais de eletricidade previstos para as três ETAR).

Em face destas conclusões, admite-se que, se a valorização de lamas no solo não for viável, será muito difícil atingir as metas de redução de emissões de GEE admitidas nas ETAR em estudo.

A **reutilização de águas residuais tratadas** revelou-se, também, uma medida determinante. No caso do **cenário otimista**, não sendo obrigatória, constitui-se uma boa alternativa, sendo

que, para cumprir as metas de redução nos anos 2035 e 2050, podem ser adotadas ou a reutilização de águas residuais tratadas, ou o tratamento biológico das gorduras produzidas nas três ETAR.

No caso do **cenário central**, se a reutilização não for viável no horizonte 2035, o alcance da meta de redução admitida neste ano horizonte implicará o aproveitamento de cerca de 1680 MWh/ano de FER. O alcance da meta relativa ao ano horizonte 2050 implicará, no caso de a reutilização continuar a não ser viável, o aproveitamento de 3091 MWh/ano de FER.

No caso do **cenário pessimista**, para atingir a meta admitida no ano horizonte 2022, se a reutilização não for viável, será necessário aproveitar 1800 MWh/ano de FER. Nos anos horizonte 2035 e 2050, aquele valor subiria para 2957 e 5017 MWh/ano, respetivamente.

Em face dos reduzidos consumos de energia elétrica das ETAR[41] e pelas mesmas razões de limitação de espaço e das condições técnicas, jurídicas e administrativas acima apontadas, o aproveitamento destes quantitativos de FER será, muito provavelmente, inviável, pelo que será muito difícil alcançar as metas de redução, nos anos 2035 e 2050, nos cenários central e pessimista, se a reutilização de águas residuais tratadas não for viável.

A importância da reutilização de águas residuais é reforçada, no caso em estudo, pelo facto de as captações das origens de água alternativas à reutilização serem subterrâneas e implicarem cerca de 200 metros de altura de elevação, com elevados consumos energéticos que seriam evitados parcialmente com a reutilização, originando créditos de emissões do *scope* 2.

A **terceira conclusão** evidencia a importância do aproveitamento da energia contida nas águas residuais, através da digestão anaeróbia avançada (centralizada, para efeito de obtenção das necessárias economias de escala, na ETAR de Faro Noroeste, para a qual seriam conduzidas as lamas e as gorduras produzidas nas outras ETAR) com valorização energética do biogás, em cogeração. Este aproveitamento da energia contida nas águas residuais só pode ser dispensado no caso do cenário otimista, sendo que no cenário central ele se torna necessário para cumprir as metas de redução de emissões no ano 2050, ou mesmo no ano 2035 se a reutilização não for viável. No cenário pessimista, tal aproveitamento é necessário para cumprir as metas de redução logo no ano horizonte 2022.

A melhoria de eficiência energética proporcionada pela solução de cogeração foi bem evidenciada, com rendimentos globais estimados de produção de energia elétrica (relação entre gás natural consumido e energia elétrica exportada) da ordem de 50%.

Uma **quarta conclusão** importante refere-se às dificuldades evidenciadas de cumprimento da meta estabelecida no RNBC para o setor das águas residuais no ano horizonte 2050, mesmo no cenário central, em que se admite a valorização das lamas no solo.

[41] Devido ao facto de, na conceção e dimensionamento das medida M3A, se ter admitido a maximização da cogeração, visando a satisfação das necessidades de calor para aquecimento dos digestores, para aquecimento das lamas a desidratar, para a hidrólise térmica e para a secagem térmica das lamas; esta conceção conduziu a uma redução do consumo de energia elétrica com a contrapartida do consumo de gás natural.

**Figura 6.13 – Roteiro de opções e medidas para atingir as metas de redução de emissões de GEE nas ETAR em estudo**

O alcance daquela meta, num cenário de manutenção ao longo do tempo do valor da intensidade carbónica da energia elétrica nacional considerado na Portaria Nº 63/2008 de 21 de Janeiro (0,47 kg$CO_2$e/kWh), só será possível se a valorização de lamas no solo e a reutilização de águas residuais tratadas forem viáveis. Se alguma destas práticas não for viável, o alcance daquela meta requererá o aproveitamento, nas ETAR, de fontes renováveis de energia a uma escala dificilmente viável.

As dificuldades observadas deveram-se, em grande medida, ao facto de a dimensão das ETAR estudadas não ser suficiente para viabilizar a digestão anaeróbia com recuperação do biogás, tendo sido necessário recorrer, para efeito de recuperar a energia incorporada nas águas residuais, a uma solução conjunta centralizada na ETAR de Faro (com perdas de eficiência devidas aos transportes de lamas e com perdas de economia de escala em alguns processos).

Poderá concluir-se, ainda assim e admitindo válida a extrapolação dos resultados da aplicação ao universo do tratamento de águas residuais, que a evolução para a neutralidade carbónica exigirá a investigação e desenvolvimento de novos processos e tecnologias de tratamento, uma vez que os convencionais e já provados (que foram considerados na aplicação) poderão, em determinados cenários, não ser suficientes.

De salientar, por fim, a forma bem elucidativa como as conclusões desta aplicação evidenciam a necessidade e as vantagens da adoção, pelas entidades gestoras, da linha de atuação preconizada no roteiro proposto nesta tese, no sentido da sensibilização das entidades legisladoras e reguladoras para as seguintes três linhas de orientação importantes para a mitigação das emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais:

- adoção de políticas de ordenamento do território, essencialmente no domínio da localização empresarial e industrial, tendo em vista a centralização e a obtenção de economias de aglutinação no controlo dos efluentes industriais admitidos nos sistemas públicos;

- adoção de orientações legislativas e regulatórias (essencialmente no domínio da regulamentação e fiscalização de descargas de efluentes industriais nos sistemas públicos) que preservem a sustentabilidade técnica e ambiental da valorização no solo das lamas de depuração e da reutilização na rega de águas residuais tratadas (minimização do problema dos metais pesados e substâncias tóxicas);

- garantia de condições de legislação/regulação e de remuneração que facilitem a viabilização técnica e económica da utilização de fontes renováveis de energia e do aproveitamento da energia incorporada nas águas residuais afluentes às ETAR, designadamente através da valorização, em cogeração, do biogás produzido na digestão anaeróbia de lamas

.

# 7 CONCLUSÕES E PROPOSTA DE TRABALHO FUTURO A DESENVOLVER

Com o trabalho desenvolvido nesta tese pretende-se uma contribuição inovadora para a definição de um roteiro, a desenvolver por uma entidade gestora, no âmbito da mitigação dos consumos energéticos e das emissões de GEE associadas ao funcionamento das suas instalações de tratamento de águas residuais. O roteiro proposto engloba a realização de um conjunto de estudos e ações visando a obtenção, pela entidade gestora, da informação necessária para:

a) uma melhor eficiência na gestão, conceção e exploração das instalações, visando a minimização de consumos e de emissões;

b) uma participação proactiva em iniciativas *roadmapping* lançadas e coordenadas por entidades públicas no âmbito da mitigação das alterações climáticas, em particular na indústria da água, envolvendo:

b1) a critica das orientações e das metas de redução das emissões de GEE que vão sendo formuladas nessas iniciativas, visando, sobretudo, a viabilidade e realismo dessas metas (viabilidade técnica, custos e impactos sociais);

b2) a aceitação de propostas e, ou, a formulação de propostas de orientações alternativas;

b3) a consciencialização dos diferentes intervenientes para a necessidade de preservar as condições externas (alheias à vontade da entidade gestora) necessárias para garantir a viabilidade e a eficácia das medidas de mitigação identificadas como mais eficazes.

Tendo em conta os resultados e as conclusões da aplicação ao caso de estudo, considera-se que a ferramenta proposta, para apoio ao desenvolvimento das componentes técnicas do roteiro, tem aplicabilidade e fornece informação consistente e interessante para apoio à decisão. Considera-se, por isso, interessante a continuação do desenvolvimento do roteiro proposto, com a sua extensão a todo o ciclo urbano da água.

Dado o cariz inovador e a complexidade e pluridisciplinaridade de conhecimentos requerida por algumas das matérias versadas, a ferramenta proposta carece ainda de desenvolvimento e investigação/reflexão, devendo ser entendida como um contributo para o estabelecimento de metodologias e formulações consensuais para a avaliação das emissões de GEE no tratamento de águas residuais e para a avaliação/seleção das medidas e ações para a sua mitigação.

Algumas abordagens e metodologias não são consideradas definitivas, carecendo ainda de reflexão. É o caso da metodologia proposta para a distribuição, por anos futuros, das emissões incorporadas nos investimentos em instalações de tratamento de águas residuais.

O modelo de avaliação de emissões *GEEM-WWT – Greenhouse Gas Emissions Estimation Model for Wastewater Treatment,* desenvolvido em folha *Excell*, deverá ser atualizado em função dos avanços do conhecimento no domínio dos fatores de emissão de GES nas

diferentes operações e processos de tratamento de águas residuais e das intensidades carbónicas das fontes de energia e dos materiais utilizados.

Este modelo poderá ser objeto de melhoramento futuro, quer ao nível da sua abrangência, com inclusão de novas operações e processos de tratamento de águas residuais, em particular os aplicáveis em sistemas e soluções descentralizadas, e novos processos e tecnologias emergentes, quer ao nível da facilidade de utilização (entrada de dados) e da apresentação gráfica de resultados.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS


ACEEE, (2011). "Local Technical Assistance Toolkit: Energy Efficiency in Water and Wastewater Facilities". American Council for an Energy-Efficient Economy.
http://aceee.org/sector/local-policy/toolkit acedido em 7/2/2012.

ADWR, (2009). "Get Started with Basic Water Conservation Education: Tips for Water Providers in Arizona". Arizona Department of Water Resources (ADWR) Conserving Water Today for Arizona's Tomorrow.
http://www.adwr.state.az.us/azdwr/StatewidePlanning/Conservation2/Planners/documents/GetStartedwithConservationEducation11_30_09.pdf Acedido em 1 de Julho de 2011

AGROGES, ISA, (2005). "Estudo do Modelo de Gestão de Lamas de ETAR da Região do Algarve" (não publicado). Sociedade de Estudos e Projectos - Agroges e ISA.

Anglian Water, (2013). "Greenhouse Gas Emissions Report 2013".
http://www.anglianwater.co.uk/_assets/media/GHG_Emissions_report_2013.pdf acedido em 1/10/2014

Antakyali, D., Rölle, R., (2010). "Energetic aspects regarding the sewage and sludge treatment process of WWTPs". International Sustainable Water and Wastewater Management Symposium. 26-28. October 2010 – Konya/Turkey.
http://www.goetzelmann-partner.de/deutsch/unternehmen/texte/57.pdf acedido em 4/7/2012

APA, (2012). "Roteiro Nacional de Baixo Carbono. Opções de transição para uma economia de baixo carbono competitiva em 2050". Agência Portuguesa do Ambiente.
http://www.apambiente.pt/_zdata/DESTAQUES/2012/RNBC_COMPLETO_2050_V04.pdf acedido em 11/7/2012

APREN, (2010). "Roteiro Nacional das Energias Renováveis. Aplicação da Diretiva 2009/28/CE - Versão Final". Projeto REPAP2020. APREN - Associação Portuguesa de Energias Renováveis.
http://www.repap2020.eu/fileadmin/user_upload/Roadmaps/roadmap_APREN_VFinal.pdf acedido em 28/05/2013

Ashina, S., Fujino, J., (2012). "A roadmap towards a low-carbon society in Japan using backcasting methodology: Feasible pathways for achieving an 80% reduction in $CO_2$ emissions by 2050". Original Research Article. Energy Policy, Volume 41, February 2012, Pages 584-598
http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421511008974 acedido em 29/3/2012

Banaszak, J.E., Burrowes, P., Daigger, G., Enochs, M.B., Klein, A.M., Lopez, R., Rittmann, B.E., Schlegel P.R., (2008). "Focused-Pulsed Treatment of Waste Activated Sludge: Application to Waste Biosolids Reduction And Increased Methane Production." WEFTEC 2008, 81st Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference, Philadelphia, PA, March 30-April 2.
http://www.ingentaconnect.com/content/wef/wefproc/2007/00002007/00000018/art00059 acedido em 7/11/2012

Bancessi, A. M., (2009). "Valorização agronómica/energética de lamas de ETAR: Estudo do Caso da ETAR de Beirolas". Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior de Agronomia.

Baptista, J.M., Pires. J.S., Maçãs, F., (2010). "Quadro legal dos serviços de águas em Portugal". Textos ERSAR (disponível no *site* da ERSAR).

Batstone, D.J., Darvodelsky, P., Keller, J. , (2009). "Trends in Biosolids Handling Technologies: Economics and Environmental Factors". http://www.environmental-expert.com/articles/trends-in-biosolids-handling-technologies-economics-and-environmental-factors-77626/view-comments acedido em 17/5/2012

Batstone, D., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V., Pavlostathis, S. G., Rozzi, A., Sanders, W. T. M., Siegrist, H., Vavilin,V. A., (2002). "Anaerobic Digestion Model No.1 (ADM1) ". Water Science and Technology Vol 45 No 10 pp 65–73. IWA Publishing. http://www.enzyme.chem.msu.ru/ekbio/article/ADM1-WST.pdf acedido em 6/6/21012

Beecher, N., (2008). "A Greenhouse Gas Emissions Analysis of Biosolids Managements Options for Merrimack, NH". North East Biosolids and Residuals Association (NEBRA). Tamworth, NH 03886.
http://www.nebiosolids.org/uploads/pdf/MerrmckC02AnalysFINALApr08.pdf acedido em 20/5/2012

Béraud, P., Duarte, P., (2010). "Alternativas para o Destino Final das Lamas em Portugal". Comissão Especializada de Águas Residuais (CEAR). Seminário: "O mercado das lamas em Portugal e as entidades gestoras". LNEC, 23 de Novembro de 2010

Béraud, P., Duarte, P., Farinha, J., Jorge, S., Reyntjens, V., Sousa, A., (2011). "Actuais Opções e Perspectivas Futuras das Soluções de Destino Final das Lamas de ETAR em Portugal. Importância para as Entidades Gestoras". Comunicação da Comissão Especializada de Águas Residuais (CEAR). APDA. ENEG 2011.

Biehl, W. H., Inman, J. A., (2010). "Energy optimization for water systems". Environmental Issues. June 2010 Journal AWWA 102:6
http://www.awwa.org/publications/AWWAJournalArticle.cfm?itemnumber=54616 acedido em 7/2/2012

Bogner, Spokas, K.A., Chanton, J., (2011). "Seasonal greenhouse gas emissions (methane, carbon dioxide, nitrous oxide) from engineered landfills: Daily, intermediate, and final California cover soils". Journal of Environmental Quality. 2011. 40(3):1010-1020. http://www.ars.usda.gov/research/publications/publications.htm?seq_no_115=254979 acedido em 15/5/2012

Branco, A., (2010). "Processos integrados para recuperação de lamas e CDR – A Estratégia Portuguesa". Encontro "O Mercado das Lamas de ETAR e as Entidades Gestoras". APDA. LNEC, 23 de Novembro de 2010.

Brown, S., Kruger, C., Subler, S., (2008). "Greenhouse gas balance for composting operations". J. Environ. Qual. 2008. 37:1396-1410
http://faculty.washington.edu/slb/docs/slb_JEQ_08.pdf acedido em 9/5/2012

Brown S., Beecher N., Carpenter A., (2010)."Calculator Tool for Determining Greenhouse Gas Emissions for Biosolids Processing and End Use". School of Forest Resources, University of Washington Box 52100 Seattle, Washington 98195, United States.
http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21080649 acedido em 16 /4/2012

Caffoor, I., (2008). "Priority Technology Area 3 - Energy efficient water & wastewater treatment. Simulating business innovation and environmental protection through the transfer of knowledge". Environmental Knowledge Transfer Network. Energy efficient water and wastewater treatment – A priority technology for the UK.

Canler, J. P., (2001). "Performances des systèmes de traitement biologique aérobie des graisses - Graisses issues des dégraisseurs de stations d'épuration traitant des effluents à dominante domestique". FNDAE n° 24 - Document technique. Cemagref - Groupement de Lyon. UR Qualité des eaux et prévention des pollutions.

CCCSD - Central Contra Costa Sanitary District, IEUA Inland Empire Utilities Agency, PUD North Tahoe Public Utility District, OCWD Orange County Water District Paradise Irrigation District, PID Patterson Irrigation District, SCVWD Santa Clara Valley Water District, PUD South Tahoe Public Utility District, Vallejo Sanitation and Flood Control District, (2002). "Water/Wastewater Guide 1: Reduce Energy Use in Water and Wastewater Facilities Through Conservation and Efficiency Measures".
http://www.fypower.org/pdf/BPG_Water1_Con&Eff.pdf acedido em 7/2/2012

CCME, (2009a). "The biosolids Emissions Assessment Model (*BEAM*): A Method for Determinig Greenhouse Gas Emissions from Canadian Biosolids Management Practices . Final Report". Canadian Council of Ministers of the Environment.
http://www.ccme.ca/assets/pdf/beam_final_report_1432.pdf acedido em 24/2/2012

CCME, (2009b). "Biosolids Emissions Assessment Model: User Guide" PN 1430
ISBN 978-1-896997-86-5 PDF. Canadian Council of Ministers of the Environment.
http://www.ccme.ca/assets/pdf/beam_user_guide_1430.pdf ~ acedido em 27/2/2012

Choi, H., Jeong, S.W., Chung, Y.J. “Enhanced anaerobic gas production of waste activated sludge pretreated by pulse power technique”. Bioresour Technol. 2006 Jan;97(2):198-203.
http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16171675
acedido em 18/10/2013

Chris, P., Julie, D., Kevin R. T., (2013). "Testing a Biofilter Cover Design to Mitigate Dairy Effluent Pond Methane Emissions". Environ. Sci. Technol. 2013, 47, 526−532
http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es303225h acedido em 20/05/2013

CIPAC, (2009). "Roadmap to a secure & resilient water sector". Critical Infrastructure Partnership. Advisory Council. Water Sector. Strategic Planning Working Group.
http://www.nawc.org/uploads/documents-and-publications/documents/document_5582326a-7a35-4f67-923b-279c642b5129.pdf acedido em 27/1/2012

Coats, E. R., Watkins, D. L., Kranenburg, D., (2011). "A Comparative Environmental Life-Cycle Analysis for Removing Phosphorus from Wastewater: Biological versus Physical/Chemical Processes Water" Environment Research, Volume 83. Number 8.
http://www.webs1.uidaho.edu/ecoats/Coats-WER-2011b.pdf acedido em 10/9/2012

COGEN Portugal (2009). "Manual de apoio ao cogerador". Associação Portuguesa para a eficiência Energética e Promoção da Cogeração.

Crawford, G., (2010). "Technology Roadmap for Sustainable Wastewater Treatment Plants in a Carbon- Constrained Wordl". WERF Report OWSO4R07d.
http://www.amazon.com/Technology-Sustainable-Wastewater-Treatment-Carbon-Constrained/dp/1843393964 acedido em 29/3/2012

Crawford, G., Sandino, J., (2010). "Energy Efficiency in Wastewater Treatment in North America: A Compendium of Best Practices and Case Studies of Novel Approaches". WERF. Project OWSO4R07e.
http://www.werf.org/a/k/Search/ResearchProfile.aspx?ReportID=OWSO4R07e acedido em 5/11/2012

Cunha-Queda, A. C., Duarte, E., d'Almeida, (2010). "Processos de Compostagem em Portugal". Seminário "O Mercado das Lamas de ETAR e as Entidades Gestoras". APDA. LNEC, 23 de Novembro de 2010.

Daigger, G. T., (2009). "Evolving Urban Water and Residuals Management Paradigms: Water Reclamation and Reuse, Descentralization, Ressources Recorery". Water Environment Research; Aug 2009; 81, 8; ProQuest Science Journals.pg. 809
http://bechtel.colorado.edu/~silverst/cven5534/daigger%20sustainable%20water%202009.pdf
acedido em 19/01/2013

De Laat, B., McKibbin, S., (2003). "The effectiveness of technology roadmapping – building a strategic vision". Dutch Ministry of Economic Affairs. Technopolis.
http://www.technopolis-group.com/resources/downloads/reports/307_report.pdf
acedido em 26/1/2012

Devata, K. N., (2010). "Indicators for Minimizing Energy Consumption and GHG Emissions at Wastewater Treatment Facilities". A Thesis Submitted to the Graduate Faculty of the University of New Orleans In partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science in Engineering.
http://scholarworks.uno.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=2191&context=td&sei-redir=1&referer=http%3A%2F%2Fwww.google.pt%2Furl%3Fsa%3Dt%26rct%3Dj%26q%3DIndicators%2Bfor%2BMinimizing%2BEnergy%2BConsumption%2Band%2BGHG%2BEmissions%2Bat%2BWastewater%2BTreatment%2BFacilities%26source%3Dweb%26cd%3D2%26ved%3D0CDAQFjAB%26url%3Dhttp%253A%252F%252Fscholarworks.uno.edu%252Fcgi%252Fviewcontent.cgi%253Farticle%253D2191%2526context%253Dtd%26ei%3DOIQxT-X2EoPwsgagwY2wBA%26usg%3DAFQjCNEG-azYqejqflmi9emNpoFIMeyV1Q#search=%22Indicators%20Minimizing%20Energy%20Consumption%20GHG%20Emissions%20Wastewater%20Treatment%20Facilities%22
acedido em 7/2/2012

Dias, T., C., (2010). "Gestão de Lamas da ETAR". Seminário "O mercado das Lamas de ETAR e as Entidades Gestoras". APDA. LNEC, 23 de Novembro de 2010.

DEFRA, (2004). "Interin code of Practice for Sustainable Drainage Systems". National SUDS Working Group. July 2004
http://www.susdrain.org/files/resources/other-guidance/nswg_icop_for_suds_0704.pdf
acedido em 18/10/2013

Duarte, E., d'Almeida, Reis, I., B., Martins, M., (2005). "Optimização da Gestão de Lamas – Tratamento, Armazenamento e Destino Final". Seminário "Aplicação em Portugal e na União Europeia das Diretivas Incidentes no Ciclo da Água". Covilhã, Universidade da Beira Interior. 19 a 21 de Setembro de 2005.
http://www.aprh.pt/index.php?option=com_content&view=article&id=108%3A19a21-09-05&catid=14&Itemid=14&lang=pt acedido em 2/09/2013

EA, (2008). "Using science to supply and demand management options. Greenhouse gas emissions of water supply and demand management options". Science Report – SC070010. Environmental Agency.
www.cost.eu/download/5354 acedido em 24/2/2012

EA, (2009a). "Transforming wastewater treatment to reduce carbon emissions". Report RC 070010/R2 Environmental Agency. Resource efficiency programme. Environmental Agency. http://publications.environment-agency.gov.uk/PDF/SCHO1209BRNZ-E-E.pdf Acedido em 19/3/2012

EA, (2009b). "A low Carbon Industry in 2050". Environmental Agency. Report RC 070010/R3. Resource efficiency programme. Environmental Agency.
http://publications.environment-agency.gov.uk/PDF/SCHO1209BROB-E-E.pdf Acedido em 19/3/2012

EA, (2009c). "Renewable energy potencial for the water industry". Report RC 070010/R5. Resource efficiency programme. Environmental Agency.
http://publications.environment-agency.gov.uk/PDF/SCHO1209BROF-E-E.pdf Acedido em 19/3/2012

EA, (2010a). "Limiting Climate Change. Water industry carbon Reduction". Environment Agency.
http://www.environment-aency.gov.uk/static/documents/Research/(16)_Carbon_water_mitigation_FINAL.pdf
acedido em 3/10/2012

EA, (2010b). "The greenhouse gas implications of future water resources options". Briefing note. Environment Agency.
http://a0768b4a8a31e106d8b0-50dc802554eb38a24458b98ff72d550b.r19.cf3.rackcdn.com/geho0508bobs-e-e.pdf acedido em 03/09/2013

EC, (1997). "Environmental rules to be followed for wind plants". A Joule-Thermie Program Action. European Commission. Directorate-General for Energy DG XVII..

EC, (2005). "Additional Information submitted during the information exchange on Large Volume Inorganic Chemicals – Solid and Others Industry" EUROPEAN COMMISSION DIRECTORATE-GENERAL JRC JOINT RESEARCH CENTRE Institute for Prospective Technological Studies Sustainability in Industry, Energy and Transport European IPPC Bureau.
http://eippcb.jrc.es/reference/BREF/info_exchange_LVIC-S.pdf acedido em 5/9/2012

EC, (2011a). "Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Energy Efficiency Plan 2011" European Comission. Brussels, 8.3.2011 . COM(2011) 109 final. http://ec.europa.eu/clima/policies/roadmap/docs/efficiency_plan_en.pdf acedido em 7/11/2012

EC, (2011b). "Roadmap for moving to a competitive low carbon economy in 2050". Communication from the commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brussels, 8.3.2011 COM(2011) 112 final
Urihttp://eur-lex.europa.eu/LexServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0112:FIN:en:PDF acedido em 8/10/2012

Elliot, R. N., (2005). "Roadmap to energy in water and wastewater industry". Report Number IE054. American Council for an Energy-Efficient Economy.
http://files.harc.edu/Sites/GulfCoastCHP/Publications/RoadmapEnergyWaterIndustry.pdf acedido em 27/1/2012

ENTEC, (2006). "EU Emissions Trading Scheme (ETS) Phase II – UK New Entrants Spreadsheet revisions". Lime sector ("Contract J"), as part of an overall project for DTI.
http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/+/http://www.dti.gov.uk/files/file28608.pdf acedido em 8/5/2012

EPRI, (1994). "Energy Audit Manual for Water/Wastewater Facilities". EPRI's Municipal water and Wastewater Program. Technology Transfer Committee. CEC Report CR-104300.
http://www.cee1.org/ind/mot-sys/ww/epri-audit.pdf Acedido em 2/10/2012

EPRI, (2009). "Sustainable Water Ressources Management, Volume 3: Case Studies on New Water Paradigm*".* Electric Power Research Institut*.* Palo Alto, CA and Tetra: 2009. 1020587
http://www.decentralizedwater.org/documents/DEC6SG06a/Case%20Studies%20on%20New%20Water%20Paradigm.pdf acedido em 20/01/2013

ERSAR, (2010). "Reutilização de Águas Residuais . Guia Técnico Nº 14" . Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos.
http://www.ersar.pt/website/ViewContent.aspx?FolderPath=%5CRoot%5CContents%5CSitio%5CMenuPrincipal%5CDocumentacao&SubFolderPath=%5CRoot%5CContents%5CSitio%5CMenuPrincipal%5CDocumentacao%5CPublicacoesIRAR&BookCategoryID=1&BookTypeID=1&Section=MenuPrincipal Acedido em 9/3/2012

Fernandes, E., Glória, A. M. S., Guimarães, B.A., (2009). "O setor de soda-cloro no Brasil e no Mundo". BNDES Setorial, Rio de Janeiro, n. 29, p. 279-320, mar 2009
http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/bnset/Set2908.pdf acedido em 2/05/2013

Ferrão, P.M.C., Pinheiro, L., Ribeiro P.J.T., Niza, S.P.O., Santos, C.P.P.P.F.R., Vilão, R., Carrola, C., Gonçalves, L., Vaz, A.S., Feliciano, M.J., Machado, M., Simão, P., Dias, B., (2011). "Plano Nacional de Gestão de Resíduos - 2011-2020". Proposta de PNGR. 26 de Maio de 2011. http://www.apambiente.pt/_cms/view/page_doc.php?id=10 acedido em 03/09/2013

Foley, J., Lant, P., (2008). "Fugitive Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Systems" WSAA Literature Review No.01. December 2007
http://www.researchgate.net/publication/43481593_Fugitive_greenhouse_gas_emissions_from_wastewater_systems acedido em 03/09/2013

França, A.F.R.T., Caseiro, L.P.V.C., (2008). "Planeamento e Produção de Eletricidade. Cogeração e trigeração". Departamento de Engenharia Eletrotécnica e de Computadores. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra (FCTUC).
http://www.marioloureiro.net/tecnica/co-trigeracao/Trigeracao.pdf acedido em 3/11/2012

Frijns, J., Uijterlinde, C., (2010). "Energy Efficiency in the European Water Industry. A compendium of best practices and case studies". KWR Watercycle Researche Institute. February 2010.
http://www.stowa.nl/upload/publicaties/STOWA%202010-44%20European%20report%20100208%20-%20update.pdf acedido em 3/11/2012

Gantner, C., Klager, F., (2013). “Recycling and Waste-to-Energy Schemes. Making the Best of Sewage Sludge – EOS”. Vienna Waste Managment Conference. 7 – 11 October 2013
http://www.iswa2013.org/uploads/06_SewageSludge_GantnerKlager_en_presentation_328_EN.pdf acedido em 11-09-2014

GEPD, (2007). "Water Conservation Education Programs EPD Guidance Document". Georgia Environmental Protection Division-Watershed Protection Branch .
http://www1.gadnr.org/cws/Documents/Conservation_Education.pdf Acedido em 1 de Julho de 2011

Gulyurtlu I., (2007). "Estado da arte da gasificação e combustão de biomassa". Seminário "Culturas energéticas, biomassa e biocombustíveis". Universidade de Évora, Auditório do Colégio de Espírito Santo. 6-7 de Dezembro de 2007.
http://www.isa.utl.pt/def/interreg/docs/2P.5.pdf Acedido em 20/5/2012

GWRC, (2008). "Water and Energy. Report of the GWRC Research Strategy Workshop". Draft May 2008. Global Water Research Coalition
http://www.iwahq.org/contentsuite/upload/iwa/Document/GWRC_Water_and_Energy_workshop_report.pdf Acedido em 23/09/2013

Huber-Humer, M., Gebert, J., Hilger, H., (2008). "Biotic systems to mitigate landfill methane emissions".Waste Management and Research, 2008: 26: 33–46.
http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18338700 acedido em 16/5/2012

ICON, (2001). "Pollutants in urban waste water and sewage sludge". A report for the European Commission DG Environment. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2001. ISBN 92-894-1735-8.
http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/sludge_pollutants.pdf acedido em 9/3/2012

IGAOT, (2004). "Avaliação do Desempenho Ambiental das Estações de Tratamento de Águas Residuais Urbanas em Portugal Continental". Inspeção Geral do Ambiente e do Ordenamento do Território, 2004
http://www.igaot.pt/wp-content/uploads/2008/05/desempenho-etars.pdf
acedido em 22/3/2012

IPCC, (1996). "Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories". http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6e.html acedido em 24/2/2012

IPCC, (2006a). "Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories". Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land use. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html acedido em 26/2/2012

IPCC, (2006b). "Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories". Volume 5: Waste. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html acedido em 26/2/2012

IPCC, (2006c) "Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories" Volume 5: Waste. Chapter 5: Incineration and Open Burning of Waste. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_5_Ch5_IOB.pdf acedido em 6/6/2012

IPCC, (2006d) "Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories" Volume 2: Energy Chapter 2: Stationary combustion. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/2_Volume2/V2_2_Ch2_Stationary_Combustion.pdf acedido em 6/6/2012

IPCC, (2006e). "Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories". Volume 4 .Chapter 11: $N_2O$ emissions from managed soils, and CO2 emissions from lime and urea application. Institute for Global Environmental Strategies (IGES). http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf acedido em 6/6/2012

IPCC, (2007). "Climate change 2007: The physical science basis". Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon, S.; Qin, D. e Manning, M. (Ed). Cambridge University Press. Nova York. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm acedido em 30/3/2012

Jolly, M., Gillard, J., (2009). "The economics of advanced digestion". 14th European Biosolids and Organic Resources Conference and Exhibition. Organised by Aqua Enviro Technology Transfer, 9 November 2009. http://www.cambi.com/photoalbum/view2/P3NpemU9b3JnJmlkPTMxMTMyOSZ0eXBlPTE.pdf acedido em 8/05/2013

Jonasson, M., (2007). "Energy Benchmark for Wastewater Treatment Processes - a comparison between Sweden and Austria". Dept. of Industrial Electrical Engineering and Automation Lund University. CODEN:LUTEDX/(TEIE-5247)/1-74/(2007). http://www.iea.lth.se/publications/MS-Theses/Full%20document/5247_full_document.pdf acedido em 4/7/2012

Joss, A., Burger, C. C. S., Blunschi, M., Zuleeg, S., Siegrist, H. (2010). "Sludge liquid treatment with combined nitritation/anamox". Neptune Meeting 26 March 2010 Quebec. Canadá http://www.eu-neptune.org/End%20User%20Conference/N-01_Joss_Anammox_Neptune_Ghent.pdf acedido em 9/09/2014

Jung, D., Couturier, S., Jossent, J., Chenu, D., (2012). "A Solar Sludge Drying Model: Study of Drying Phenomena – Validation on an Industrial Solar Dryer". ECSM 2012 – 3rd European Conference on Sludge Management. Leon, Spain, 6-7 September 2012
http://www.ecsm2012.org/downloads/DRYING/CAD_PR_120830_SoliaECSM_DJU.pdf
acedido em 23/01/2013

Kang, J.S.; Olmstead, K.P., Allbaugh, T., (2010). "A Roadmap to Energy Self-Sufficiency for U.S. Wastewater Treatment Plants". WEF Water Environment Federation.
http://www.ingentaconnect.com/content/wef/wefproc/2010/00002010/00000013/art00015
acedido em 29/3/2012

Katehis, D., (2011). "Enhancing Sustainability Practices of Wastewater Treatment: The Strass Case Study. Sustainable treatment. What the Bay Area can learn from the Strass in Zillertal Wastewater Treatment Plant". Bay Area Clean Water Agencies. March 4, 2011
http://bacwa.org/Portals/0/Strass%20Case%20Study.pdf Acedido em 10/10/2012

Keller, j., Hartley, k., (2003). "Greenhouse gas production in wastewater treatment: process selection is the major factor". Water Science and Technology Vol 47 No 12 pp 43–48 © IWA Publishing
http://193.146.160.29/gtb/sod/usu/$UBUG/repositorio/10281227_Keller.pdf acedido em 1/6/2012

MassDEP, (2011). "Tapping Energy and Revenue Potential in Our Waste Streams. A Discussion of Anaerobic Digestion and Combined Heat and Power in MA". Massachusetts Water Pollution Control Association (MWPCA) Quarterly Meeting -March 16, 2011 -Boxborough, MA
http://www.mwpca.org/Quarterly_Meetings/adandchppresentation.pdf acedido em 31/10/2012

Master, Y., Laughlin, R., Stevens, R., Shaviv, A., (2004). "Nitrite formation and nitrous oxide emissions as affected by reclaimed effluent irrigation". Journal of Environmental Quality. 2004. 33(3), 852
http://www.technion.ac.il/technion/agr/members/shaviv/Master-N2O-effluent.pdf acedido em 4/7/2012

Means, E., (2003). "Water and Wastewater Industry Energy Efficiency: A Research Roadmap ". The California Energy Commission and The American Water Works Association Research Foundation. AWWA Research Foundation. http://www.energy.ca.gov/2004publications/CEC-500-2004-901/CEC-500-2004-901.PDF acedido em 16/10/2014

Metcalf & Eddy, (2003). "Wastewater Engineering" 4th ed. Tata McGraw-Hill. 2003

Middleton, R., Frijns, J., (2010). "Compendium of best practices in the energy efficient design and operation of water industry assets". IWA Water Utility Conference, Barcelona, 2010
http://www.fundacioagbar.org/site/files/63/Roger%20Middleton.pdf acedido em 7/2/2012

Moser, S.C., (2010). "Communicating climate change: history, challenges, process and future directions". John Wiley & Sons Ltd. Volume 1. Jan/Feb. 2010
http://wires.wiley.com/WileyCDA/WiresArticle/wisId-WCC11.html acedido em 03/09/2013

Murray, A., Horvath, A., Nelson, K. L., (2008). "Hybrid life-cycle environmental and cost inventory of sewage sludge treatment and end-use scenarios: a case study from China". *Environ. Sci. Technol.* **2008,** *42,* 3163–3169. http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es702256w acedido em 9/5/2012

NYSERDA, (2010). "Water & Wastewater Energy Management. Best Practices Handbook". March 2010. Content revised September 2010 http://www.nyserda.ny.gov/Page-Sections/Commercial-and-Industrial/Sectors/Municipal-Water-and-Wastewater-facilities/~/media/Files/EERP/Commercial/Sector/Municipalities/best-practice-handbook.ashx acedido em 29/9/2012

OFWAT, (2009). "Surface water drainage charges. Information for non-household customers". The Water Services Regulation Authority. UK. http://www.ofwat.gov.uk/consumerissues/chargesbills/prs_lft_090715swd.pdf Acedido em 1 de julho de 2011

Oliveira, R.P., (2011). "Os Impactos das Alterações Climáticas nos Recursos Hídricos e a Estratégia Nacional de Adaptação (ENAAC-RH) ". http://www.arhalentejo.pt/downloads/part_publi_pgrh/os_impactos_alteracoes_climaticas_recursos_hidricos.pdf acedido em 13-04-2011

Outotec, (2012). "Outotec® Sulfuric Acid Plants". Uototec. http://www.outotec.com/imagevaultfiles/id_687/cf_2/ote_outotec_sulfuric_acid_plants_eng_web.pdf acedido em 2/05/2013

Phaal, R., Probert, D., (2009). "Technology roadmapping: facilitating collaborative research strategy" . Centre for Technology Management. Department of Engineering. University of Cambridge. http://www.ifm.eng.cam.ac.uk/ctm/trm/documents/roadmapping_overview.pdf acedido em 25/1/2012

Phaal, R., (2011). "Public-Domain Roadmaps". Centre for Technology Management. Department of Engineering. University of Cambridge. http://www.ifm.eng.cam.ac.uk/uploads/Research/CTM/Roadmapping/public_domain_roadmaps.pdf acedido em 15/08/2013

Piat, E., Camacho, P., Ewert, W., Kopp, J., Panter, K., Perez-Elvira, S. I., (2009). "Combined Experiences of Thermal Hydrolysis and Anaerobic Digestion. Latest Thinking on Hydrolyis of Secondary Sludge Only". http://www.cambi.no/photoalbum/view2/P3NpemU9b3JnJmlkPTI2MzAwMiZ0eXBlPTE acedido em 3/11/2012

Pruneau, D., Demers M., Khattabi A., (2008). "Éduquer et communiquer en matière de changements climatiques : défis et possibilities". Nationale Forestière d'Ingénieurs, Maroc, Courriel. http://vertigo.revues.org/4995 Acedido em 1 de Julho de 2011

Pruneau, D., Khattabi, A., Demers, M., (2010). "Challenges and possibilities in climate change education". September 2010, Volume 7, No.9 (Serial No.70) US-China Education Review, ISSN 1548-6613, USA15 http://www.teacher.org.cn/doc/ucedu201009/ucedu20100902.pdf Acedido em 1 de Julho de 2011

Quist, J., Vergragt, P. J., (2006). "Past and future of backcasting: the shift to stakeholder participation and proposal for a methodological framework". Futures, 38 pp. 1027-1045. http://www.transitiepraktijk.nl/files/2006%20Past%20and%20future%20of%20backcasting%20The%20shift%20to%20stakeholder%20participations%20Vergragt.pdf acedido em 29/3/2012

Romão , A., Gomes, C., (2010). "Principais dificuldades operacionais na deposição de lamas em aterro. Aplicação do decreto-Lei nº 183/2009, de 10n de Agosto". Encontro "O Mercado das Lamas de ETAR e as Entidades Gestoras". APDA. LNEC, 23 de Novembro de 2010.

Rother E., Cornel P., (2004). "Optimising design, operation and energy consumption of biological aerated filters (BAF) for nitrogen removal of municipal wastewater". Water Sci Technol. 2004;50(6):131-9.
http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15537000 acedido em 4/01/2013

ROU, (2007). "Life cycle inventory and life cycle assessment for windrow composting systems". Recycled Organics Unit . The Univ. of New South Wales, Sydney, Australia.
http://www.recycledorganics.com/infosheets/lca/LCIA.pdf acedido em 14/5/2012

RPA Milieu Ltd, WRc, (2010). "Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land". Final Report. Part II: Report on Options and Impacts. Milieu Ltd and WRc for the European Commission.
http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/part_ii_report.pdf acedido em 9/3/2012

SA Water, Gouvernment of South Australia, (2009). "Sector agreement Entered into under the Climate change and greenhouse emissions reduction act 2007 Between The minister for sustainability and climate change And Sa water corporation" , South Australian Water Corporation - Pursuant to the Climate Change and Greenhouse Emissions Reduction Act 2007, South Australian Water Corporation.
http://www.sa.gov.au/upload/franchise/Water,%20energy%20and%20environment/climate_change/documents/sector_agreements/SA_Water_sector_agreement.pdf acedido em 19/3/2012

Sá, B.R.C., (2011). "Avaliação do consumo de energia e de emissão de gases efeito estufa nos serviços de água em Portugal - O caso de estudo da Região do Algarve". Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente. IST.

SAIC, (2006). "Water and Wastewater Industry Energy Best Practices Guidebook". Science Applications International Corporation. SAIC.
http://watercenter.montana.edu/training/savingwater/mod2/downloads/pdf/SAIC_Energy_Best_Practice_Guidebook.pdf acedido em 4/7/2012

Santos, P., (2000). "Guia Técnico do Biogás". Centro para a Conservação da Energia.

Sapienza, F., Bauer, T., (2004). "Thermal Drying of Wastewater Solids White Paper". Water . Environment Federation - Residuals and Biosolids Committee - Bioenergy Technology Subcommittee. www.wef.org/WorkArea/linkit.aspx?...id acedido em 8/5/2012

Schmidt, L., Guerra, J. , (2011). "Uma Consciência Mais Verde? Resultados do European Values Study 2008/2009 – As especificidades do caso português". Fundação Calouste Gulbenkian, Auditório 2. 17 de Março de 2011.
.http://www.gulbenkian.pt/media/files/FTP_files/pdfs/ambiente2010/PGA_17Mar_CasoPortugues.pdf Acedido em 2 de Julho de 2011

Semenza J.C., Hall D.E., Wilsond D.J., Bontempo B.D., Sailor D.J., George, L.A., (2008). "Public perception of climate change: voluntary mitigation and barriers to behavior change". American Journal of Preventive Medicine 2008, 35:479–487.
http://download.journals.elsevierhealth.com/pdfs/journals/0749-3797/PIIS0749379708006831.pdf Acedido em 2 de Julho de 2011

Shi, Y. C., (2011) "Mass Flow and Energy Efficiency of Municipal Wastewater Treatment Plants". IWA Publishing.
http://www.iwapublishing.com/template.cfm?name=isbn9781843393825 acedido em 29/3/2012

Silva, C., Ramalho, P., Rosa, M.J., Vieira, P., Quadros, S., Alegre, H., (2010). "Resultados preliminares da iniciativa nacional de avaliação de desempenho de ETA e ETAR urbanas" «PASt21». 14º Encontro Nacional de Saneamento Básico. Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ENaSB/SILUBESA
http://www-ext.lnec.pt/projects2011/PAS/privado/Silva_et_al_14ENaSB_009_Artigo.pdf acedido em 22 de Agosto de 2014

Smith, A., Brown, K., Ogilvie, S., Rushton, W., Bates, J., (2001). "*Waste management options and climate change* " Final report to the European Commission, DG Environment.
http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/climate_change.pdf acedido em 9/5/2012

Smith, D., (2005). "Strategic Roadmaps". A White Paper by Technology Futures, Inc. 2005
http://www.tfi.com/pubs/w/pdf/ti_sroadmaps.pdf acedido em 25/1/2012

Spokas, K., Bogner, J., Chanton J. P., Morcet M., Aran C., (2005). "Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? " Elsevier WM 1560, 9 September 2005 http://www.landfillsplus.com/pdf/article.pdf acedido em 15/5/2012

State of Wisconsin, (2002). " Roadmap for the Wisconsin Municipal Water and Wastewater Industry". Madinson. WI:State of Wisconsin.
http://www.cee1.org/ind/mot-sys/ww/foe2.pdf acedido em 27/1/2012

Stone, A. W., (2005). "Science as the basis for local and regional water policy - Essential Ground Water Education For Decision-Makers". Biennial Ground Water Conference - Ground Water Division of the Geological Society of Southern Africa. March, 2005, CSIR Conference Centre, Pretoria, Gauteng, South Africa.
http://www.agwt.org/events/Education_Papers/ScienceAsBasisForPolicy.pdf Acedido em 2 de Julho de 2011

SWICS, (2008). "Current MSW Industry Position and State-of-the-Practice on LFG Collection Efficiency, Methane Oxidation, and Carbon Sequestration in Landfills". S o l i d W a s t e I n d u s t r y f o r C l i m a t e S o l u t i o n s ( S W I C S ).
http://www.scsengineers.com/Papers/FINAL_SWICS_GHG_White_Paper_07-11-08.pdf acedido em 15/5/2012

UKWIR, (2008). "Workbook for quantifying greenhouse gas emissions". UKWIR Report Ref No. 08/CL/01/5.
http://www.ukwir.org/reports/09-cl-01-9/92805 acedido em 18/08/2013

UNFCCC/CCNUCC, (2008). "Tool to determine methane emissions avoided from disposal of waste at a solid waste disposal site" version 04, EB 41. CDM – Executive Board. http://cdm.unfccc.int/methodologies/PAmethodologies/tools/am-tool-04-v4.pdf acedido em 31/5/2012

USEPA, (1992). "Background Report- AP-42 Section 5.5. Chlor-alkali Industry". http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch08/bgdocs/b08s11.pdf acedido em 2/05/2013

USEPA, (1993). "Inorganic Chemical Industry Section 8.10 - Sulfuric Acid". AP 42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors. Fifth Edition, Volume I . Chapter 8: Inorganic Chemical Industry. http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch08/final/c08s10.pdf acedido em 2/05/2013

USEPA, (2002). "Solid waste management and greenhouse gases: A life-cycle assessment of emission and sinks". EPA530-R-02–006, Environmental Protection Agency, USA. http://www.epa.gov/climatechange/wycd/waste/downloads/greengas.pdf acedido em 15/5/2012

USEPA, (2005). "Landfill Gas Emissions.Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide". United States Environmental Protection Agency. http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P1009C8L.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=2000+Thru+2005&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C00thru05%5CTxt%5C00000026%5CP1009C8L.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=p%7Cf&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&SeekPage=x&ZyPURL Acedido em 6/6/2012

USEPA, (2006). "Solid waste management and greenhouse gases: A life-cycle assessment of emissions and sinks". 3rd. ed. United States Environmental Protection Agency. http://www.epa.gov/climatechange/wycd/waste/downloads/fullreport.pdf acedido em 4/6/2012

USEPA, (2008). "Direct Emissions from Stationary Combustion Sources". United States Environmental Protection Agency. http://www.epa.gov/climateleadership/documents/resources/stationarycombustionguidance.pdf acedido a 17/5/2012

USEPA, (2010). "Evaluation of Energy Conservation Measures for Wastewater Treatment Facilities". Office of Wastewater Management. United States Environmental Protection Agency. http://water.epa.gov/scitech/wastetech/upload/Evaluation-of-Energy-Conservation-Measures-for-Wastewater-Treatment-Facilities.pdf Acedido em 7/2/2012

USEPA, (2012). "Innovative Energy Conservation Measures at Wastewater Treatment Facilities". United States Environmental Protection Agency. http://water.epa.gov/infrastructure/sustain/upload/EPA-Energy-Management-Webinar-Slides-May-17.pdf acedido em 31/10/2012

USEPA, GETF, (2008). "Ensuring a Sustainable Future: An Energy Management Guidebook for Wastewater and Water Utilities".United States Environmental Protection Agency, Global Environmental &Technology Fundation. http://www.fypower.org/pdf/EPA_Water_Guidebook_2008.pdf acedido em 4/7/2012

VICWATER,(2006). "Greenhouse Emissions Reduction. A Framework for the Victorian Water Industry". VICTORIAN WATER Industry Association Inc.
http://www.vicwater.org.au/uploads/Sustainability/Greenhouse%20Emissions%20Reduction%20Framework.pdf acedido em 18/3/2012

Wannholt L., (1998). "Biological treatment of domestic waste in closed plants in Europe – Plant visit reports". RVF report 98:8 for the Swedish Association of Solid Waste Management.

WEF, (1998). "Design of Municipal Wastewater Plants". WEF Manual of Practice. ASCE Manual and Report on Engineering Practice Nº 76 . Fourth edition. Water Environmental Federation.

WERF, (2010a). "Best Practices for Sustainable Wastewater Treatment: Initial Case Study Incorporating European Experience and Evaluation Tool Concept". Project No. OWSO4R07a. January 2010
http://www.werf.org/i/c/LatestWERFReports/Latest_WERF_Reports.aspx acedido em 2/10/2012

WERF, (2010b). "Sustainable Treatment: Best Practices from the Strass im Zillertal Wastewater Treatment Plant". Project No. OWSO4R07b.
http://www.werf.org/a/ka/Search/ResearchProfile.aspx?ReportId=OWSO4R07b acedido em 19/08/2013

WERF, (2010c). "Independent Thinking. How One Treatment Facility Achieved Energy Independence through Energy optimization". Collaboration Innovation Results. A Publication of the Water Environment Research Foundation. Spring 2010 Volume 21 ISSUE 2.
www.werf.org/c/Progress/Progress_2010/Progress_Spring_2010 acedido em 2/10/2012

WERF, (2010d)."Sustainable Integrated Water Management. State of the knowledge".
http://www.werf.org/c/2011Challenges/SIWM.aspx acedido em 20/01/2013

WERF, (2011a). "Energy Production and Efficiency Research – The Roadmap to Net-Zero Energy". Water Environment Research Foundation. Collaboration, Innovation, Results.
http://www.werf.org/AM/Template.cfm?Section=Home&Template=/CM/ContentDisplay.cfm&ContentID=18616 acedido em 7/2/2012

WERF, (2011b). "Energy Management. Exploratory Team Report Executive Sumary". Water Environment Research Foundation. Collaboration, Innovation, Results. Version 6. March 23, 2011. www.werf.org/EnergyETRepor acedido em 27/10/2012

West, O. T., McBride, A. C., (2005). "The contribution of agricultural lime to carbon dioxide emissions in the United States: dissolution, transport, and net emissions". Elsevier. Agriculture, Ecosystems and Environment 108. 145–154
http://www.ornl.gov/info/ornlreview/v40_3_07/documents/article17web_West_McBride_aglimeCO2_emis.pdf acedido em 16/5/2012

Wett, B., Buchauer, K., Fimml, C., (2007). "Energy self-sufficiency as a feasible concept for wastewater treatment systems". 22 SEPTEMBER. 2007. Asian Water.
http://www.cyklar.ch/libraries.files/Energyself-sufficiencyasafeasibleconceptforWWTP.pdf acedido em 4/7/2012

WOE, (2004). "Essential Best Education Practices". Water Outreach Education. Facilliting Access do Ressources and Best Practices. Best Education Practices – The Most Essential 12/2/2004. Elaine Andrews (eandrews@wisc.edu), University of Wisconsin Environmental Resources Center.

WRI / WBCSD, (2007). "Guide to calculation worksheets - indirect CO2 Emissions from the consumption of purchased electricity, heat, and/or steam". WRI/WBCSD GHG Protocol Initiative.
http://www.ghgprotocol.org/files/ghgp/tools/ElectricityHeatSteamPurchase_guidance1.2.pdf acedido em 17/08/2013

WSCC / CSWG, (2008). "Roadmap to Secure Control Systems in the Water Sector". Water Sector Coordinating Council (WSCC). Cyber Security Working Group (CSWG).
http://www.awwa.org/files/GovtPublicAffairs/PDF/WaterSecurityRoadmap031908.pdf acedido em 27/1/2012

WssTP, (2011). "Water and Energy. Strategic Vision and Research Needs". The European Water Platform. Publication September 2011.
http://www.danishwaterforum.dk/activities/WssTP_Water_and_Energy_Publication%252009_2011.pd... acedido em 02/06/2014

# APÊNDICE 1 - AVALIAÇÃO DAS EMISSÕES DE GEE NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS. METODOLOGIAS E FORMULAÇÕES

## 1 PESQUISA BIBLIOGRÁFICA

### 1.1 Considerações gerais

A necessidade de avaliação de emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais é muito recente. O desenvolvimento de métricas para a sustentabilidade é considerada uma necessidade de elevada prioridade (Crawford, 2010).
Em seguida são apresentadas algumas referências e *sites* de organizações de investigação onde é possível encontrar metodologias para a avaliação das emissões associadas às atividades, operações e processos de tratamento de águas residuais.

**Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC**

No seguimento da sua 12ª reunião, na Cidade do México, em 13 de Setembro de 1996, o IPCC aprovou uma revisão das metodologias para o cálculo das emissões de GEE e publicou, em 1996, um manual, intitulado *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual* (IPCC, 1996), o qual, no capítulo 6 do seu volume 3, apresenta metodologias de cálculo para estimação das emissões associadas a águas residuais.
Na sua 17ª reunião, ocorrida em Nova Delhi, em 2002, o IPCC foi convidado a efetuar uma revisão das "*guidelines*" de 1996 tendo em conta os resultados dos trabalhos desenvolvidos no âmbito do Protocolo de Quioto. Esta revisão deu origem à publicação, em 2006, do documento *The 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (2006 IPCC Guidelines)*, o qual fornece metodologias para estimar as emissões nacionais de GEE de origem antropogénica, de que se destacam, pela sua aplicação ao tratamento de águas residuais, os seguintes volumes e capítulos:

- Volume 2 (IPCC, 2006d), dedicado à energia e às transformações energéticas, do qual o capítulo 2 se dedica à combustão estacionária;

- Volume 4 (IPCC, 2006a) dedicado à agricultura, floresta e outras utilizações do solo;

- Volume 5 (IPCC, 2006b) dedicado aos resíduos (o capítulo 4 dedicado a biossólidos e o capítulo 6 dedicado a tratamento e descarga de águas residuais).

- Volume 5, Capítulo 5 (IPCC, 2006c), dedicado à incineração e queima aberta de resíduos.

**Water Services Association of Austrália (WSAA)**

A WSAA publicou, em Dezembro de 2007, o trabalho *Fugitive Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Systems* (Foley *et al.*, 2008). Trata-se de uma publicação que inclui uma

revisão bibliográfica muito completa sobre emissões fugitivas de metano e óxido nitroso, relativamente a um conjunto muito amplo de operações e processos unitários de tratamento de águas residuais.

Embora abordando todas as operações associadas ao tratamento de águas residuais, este documento foca-se nos processos associados às atividades de gestão e processamento de biossólidos. Identifica ainda as áreas de investigação que é necessário desenvolver e onde o atual nível de conhecimentos é considerado insuficiente para a proposta de valores de fatores de emissão.

Por fim, o documento propõe metodologias para a avaliação de emissões fugitivas de GEE no tratamento de águas residuais.

**Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME**

O CCME contratou os serviços da *SYLVIS Environment* para efetuar uma revisão bibliográfica sobre os métodos de contabilização de emissões de GEE e para desenvolver um modelo de cálculo direcionado para o cálculo das emissões das atividades associadas à gestão de biossólidos. O modelo, intitulado *Biosolids Emissions Assessment Model – BEAM,* foi desenvolvido para constituir uma ferramenta para os operadores e entidades gestoras poderem estimar as potenciais emissões de GEE associadas a diferentes cenários de gestão de biossólidos (CCME, 2009a).

O manual do *BEAM* (CCME, 2009b) fornece toda a informação de base para a compreensão do modelo, incluindo os seus dados de entrada, as metodologias e os parâmetros de cálculo, apresentando instruções, passo a passo, para a sua utilização.

**UK Water Industry Research - UKWIR**

A indústria da água no Reino Unido fez progressos assinaláveis na implementação de métodos de quantificação de emissões (UKWIR, 2008). As ferramentas e métodos de quantificação de emissões de GEE recentemente desenvolvidos, no âmbito de uma primeira fase de um plano estratégico de investigação desenvolvido pela UKWIR em parceria com a Carbon Trust, estão a desempenhar um papel determinante na habilitação das entidades gestoras da indústria da água no Reino Unido para quantificarem e comunicarem de forma consistente as suas emissões. Estas metodologias foram traduzidas em folhas de cálculo *Excell* (*Workbook for 'operational accounting'*) que se encontram acessíveis no *site* da UKWIR (*UKWIR Report Ref No.08/CL/01/5*).

Na segunda fase daquele plano foram desenvolvidas "*guidelines"* e metodologias para a quantificação das emissões de carbono incorporadas nos investimentos da indústria da água, as quais, em conjunto com as metodologias de avaliação das emissões operativas, permitem estabelecer um quadro de avaliação de emissões ao longo de todo o ciclo de vida de uma instalação. Esta avaliação é essencial, na seleção de investimentos a efetuar, designadamente nas análises de custo benefício requeridas pela *Ofwat* (entidade reguladora do sector no Reino Unido) para justificação dos investimentos nos serviços de águas. Estas "*guidelines"*

(*Guidelines for accounting for 'Embodied' Carbon*), embora visem uma abordagem global do sector, são, segundo opinião expressa no *site* da UKWIR (onde o documento se encontra disponível), suficientemente flexíveis para permitir uma aplicação individual por uma entidade gestora para apoio das suas decisões de investimento.
Finalmente, na terceira fase, atualmente em curso, o plano estratégico de investigação em análise foca-se nas emissões de óxido nitroso e de metano, no sentido de colmatar algum do desconhecimento e das dificuldades de quantificação das emissões destes gases associadas ao tratamento de águas residuais e à valorização agrícola de biossólidos, visando três objetivos:

- avaliação crítica das metodologias de quantificação existentes;
- proposta de uma metodologia considerada mais consistente;
- desenvolvimento de trabalho de campo experimental que permita avaliar fatores de emissão.

A UKWIR desenvolve atualmente contactos com o *Department of Environment Food and Rural Affairs* (Defra) e com a *Global Water Research Coalition* (GWRC), no sentido de avaliação das possibilidades de desenvolvimento de trabalho conjunto neste domínio. Estão também a ser desenvolvidos contactos com outros sectores que fornecem produtos e serviços à UKWIR no sentido de encontrar metodologias consensuais para estimação das emissões incorporados nos produtos consumidos pelos serviços de águas (informação no *site* da UKWIR).

### 1.2 Protocolos internacionais para a quantificação de emissões de GEE

Para acompanhamento e monitorização/avaliação do cumprimento da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre as Alterações Climáticas (UNFCCC), do Protocolo de Quioto e dum conjunto de iniciativas e acordos nacionais e locais para o confronto da necessidade da redução das emissões de GEE, têm vindo a ser desenvolvidos protocolos visando a definição de metodologias consensuais para a quantificação das emissões de GEE associadas às atividades dos diferentes sectores industriais.
Embora estes protocolos tenham como critérios de base principais os definidos consensualmente pelo IPCC, eles assumem por vezes algumas assunções, aproximações e terminologias diferenciadas, o que se compreende, dado tratar-se de uma área de investigação emergente. Os diferentes protocolos estabelecem por vezes metodologias diferenciadas para alguns sectores específicos da economia, o que torna difícil o estabelecimento de análises comparativas (CCME, 2009a).
Na Tabela I. 1.1 é apresentada uma listagem dos protocolos disponíveis para cálculo de emissões. Em CCME (2009) é efetuada uma caracterização completa destes protocolos, da qual é possível concluir que se trata de documentos que definem metodologias globais para aplicação em diferentes sectores, para cálculo de emissões a nível nacional, sem o nível de pormenor requerido para o desenvolvimento do roteiro que constitui o objeto desta tese.

**Tabela I. 1.1- Protocolos para a avaliação de emissões de GEE**

| Designação do protocolo | Ano | Entidade | Comentários |
|---|---|---|---|
| 2006 IPCC *Guidelines for National Greenhouse Inventories* | 1996<br>2006 | IPCC<br>Programa da Organização Meteorológica Mundial e Programa Ambiente das Nações Unidas | Aplicada para a contabilização geral de emissões a nível nacional, definindo critérios para os diferentes sectores. Estabelece três níveis (*tiers*) de rigor da análise. Define metodologias e valores por defeito para o tratamento de águas residuais. |
| GHG Protocol: *A corporate Accounting and Reporting Standard* | 2001 | *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD) e *World Resources Institute* (WRI) | Fornece um conjunto de ferramentas para o cálculo de emissões associadas a um vasto campo de atividades. Estas ferramentas podem ser adquiridas no *site* do GHG Protocol. |
| *Clean Development Mecanism* (CDM) | 2006 | Convenção Quadro das Nações Unidas sobre as Alterações Climáticas (UNFCCC) | Utilização pelos países signatários do Protocolo de Quioto. Trata-se de uma metodologia que resulta de uma particularização dos protocolos mais gerais para o caso específico do cálculo das CER (*Certified Emissions Reduction*) para projetos em países em desenvolvimento. |
| ISO 14064 | 2006 | *International Organization for Standardization* | Utilização no mercado do carbono |
| CCAR *General Reporting Protocol* | 2008 | California Climate Action Registry (CCAR) | Utilizado na Califórnia |
| *The Climate Registry General Reporting Protocol* | 2008 | *The Climate Registry* | Utilizado na maior parte do estados da América do Norte. Desenvolvido com a colaboração da WRI e da CCAR |

(Adaptado de CCME, 2009)

# 2 METODOLOGIAS E FORMULAÇÕES PROPOSTAS PARA AVALIAÇÃO DE EMISSÕES NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

## 2.1 Considerações gerais

Com base na pesquisa bibliográfica efetuada, são propostas, na continuação deste texto, metodologias e formulações teóricas para a avaliação de emissões associadas às operações e processos unitários de tratamento (OPU) e às atividades mais correntes nas instalações de tratamento de águas residuais.

Em relação a algumas emissões de metano e de óxido nitroso existem ainda muitas incertezas e desconhecimentos que se traduzem em gamas bastante alargadas de valores dos parâmetros de estimação respetivos, com valores extremos que se afastam muito dos valores médios. Recomenda-se por isso, na estimação das emissões que oferecem maiores níveis de incerteza, em casos em que se pretenda melhorar o nível de confiança dos resultados, a realização de ensaios da sensibilidade dos resultados da avaliação aos valores considerados para aqueles parâmetros.

Em relação às OPU da fase sólida de uma linha processual de tratamento de águas residuais, foram adotadas, com algumas adaptações, as formulações propostas no modelo *BEAM*, desenvolvido pelo *Canadian Council of Ministers of the Environment*. Para as OPU não consideradas no modelo *BEAM* são propostas, nesta tese, abordagens e metodologias enquadradas numa filosofia semelhante à adotada naquele modelo.

Para efeito de aplicação no roteiro proposto nesta tese, será interessante que as estimativas de emissões dos diferentes GEE sejam referidas ao metro cúbico de águas residuais tratadas, isto é, as suas unidades sejam expressas, por exemplo, em $kgCO_2e/m^3$. De facto, esta forma de expressão dos resultados ajusta-se melhor à avaliação técnica e económica das medidas e ações equacionáveis para redução de emissões de GEE no tratamento de águas residuais, uma vez que os custos de exploração do tratamento de águas residuais são também referidos, normalmente, ao metro cúbico de águas residuais tratadas.

O modelo *BEAM* foi desenvolvido com o objetivo de permitir avaliações visando essencialmente o reporte anual de emissões, pelo que as formulações propostas assentam na expressão dos resultados em toneladas de emissões por dia ou por ano. O mesmo acontece com as referências bibliográficas referidas no item 1.1, que apresentam abordagens que conduzem a estimativas de emissões referidas à unidade de tempo, normalmente o ano. Foram, por isso, efetuadas as adaptações às formulações propostas no *BEAM* e naquelas referências, para permitir a expressão dos resultados em quantidade de emissões por metro cúbico de águas residuais tratadas, ou seja, em intensidade de emissão.

Nas formulações propostas neste capítulo existe um conjunto de parâmetros e variáveis que se repetem em quase todas as expressões. Para evitar repetições ao longo do texto apresenta-se de seguida a definição desses parâmetros e variáveis:

C*apAR* - capitação de águas residuais ($m^3$/(HE.dia));

C*apMS* - capitação de matéria sólida (gMS/(HE.dia));

V*a* - volume anual de águas residuais tratadas ($m^3$/ano);

*QmdAR* - caudal médio diário de águas residuais tratadas ($m^3$/dia);

I*pe* - intensidade de emissão da produção da energia elétrica comprada pela instalação de tratamento de águas residuais ($kgCO_2e/kWh$);

I*pr* - intensidade de emissão da produção de reagentes ($kgCO_2e/kg$);

I*pc* - intensidade de emissão da produção de cal, ou outro agente alcalinizante utilizado ($kgCO_2e/kg$);

I*ecomp* - energia elétrica comprada (kWh/ano).

De salientar que nas expressões propostas ao longo deste documento, os caudais, as produções e os consumos aparecem expressos umas vezes numa base diária e noutras numa base anual. Quando se considera uma base anual para expressar estas variáveis, tal expressão deverá atender às variações de dia para dia verificadas ao longo ao longo do ano, devendo o valor diário indicado corresponder a uma média anual. Quando se considera uma base diária deverá atender-se da mesma forma às variações ao longo do ano, devendo a expressão na base diária traduzir um valor médio diário ao longo do ano. Este aspeto é particularmente relevante em instalações de tratamento de águas residuais cujas afluências se caracterizam por elevada sazonalidade.

## 2.2 Emissões associadas a operações e processos unitários – Fase líquida

### 2.2.1 Descrição geral

As principais emissões associadas às operações e processos de tratamento da fase líquida em ETAR são as seguintes (apresentação esquemática na Figura 3.1, no capítulo 3):

- emissões diretas (*scope* 1):

$CO_2$ - associadas a processos biológicos aeróbios (dada a sua origem biogénica, estas emissões não são contabilizadas) e à utilização de combustíveis fósseis;

$CH_4$ - associadas a processos anaeróbios, a bolsas de anaerobiose em processos aeróbios;

$N_2O$ - associadas a processos de nitrificação/desnitrificação, a bolsas de anoxia em processos aeróbios e à descarga de águas residuais;

- emissões indiretas (*scope* 2):

$CO_2$ - consumo de energia elétrica produzida externamente;

- emissões indiretas (scope 3):

$CO_2$ - emissões incorporadas nos reagentes e materiais consumidos.

Nos itens seguintes são propostas, com base na pesquisa bibliográfica efetuada e em algumas abordagens inovadoras, metodologias para a avaliação destas emissões.

### 2.2.2 Emissões associadas aos tratamentos preliminares e primário

Os tratamentos preliminares e primários de águas residuais envolvem normalmente os seguintes processos:

- gradagem, contemplando, normalmente, uma gradagem de limpeza manual e uma gradagem de limpeza mecânica e automática;

- remoção de areias e óleos e gorduras, em órgãos separados ou num órgão conjunto, tendo associados um órgão de lavagem de areias e um órgão de separação de gorduras e, eventualmente, um processo de degradação de gorduras;

- remoção de sólidos decantáveis, em decantadores primários.

As emissões diretas de GEE associadas a estas operações e processos de tratamento são geralmente negligenciáveis, no pressuposto da manutenção de condições de aerobiose nos órgãos de tratamento respetivos.

Verificam-se emissões indiretas de $CO_2$ (*scope* 2) associadas ao consumo de energia elétrica, que podem ser avaliadas a partir do consumo energético das instalações, aplicando ao valor do consumo, em kWh, o valor da intensidade de emissão da produção da energia elétrica comprada pela instalação de tratamento de águas residuais em $kgCO_2e/kWh$. O valor destas emissões, expresso em $kgCO_2e/m^3$ de águas residuais tratadas, pode ser avaliado através da aplicação da seguinte expressão:

$$CO_2e\ (kgCO_2e/m^3) = I\mathit{ecomp} \times I\mathit{pe} / V\mathit{a} \qquad (1)$$

O consumo energético anual (I*ecomp*) será estimado considerando as potências e os tempos de funcionamento dos diferentes equipamentos consumidores de energia elétrica associados aos tratamentos preliminar e primário.

As emissões de $CO_2$ associadas ao transporte de subprodutos (gradados areias e óleos e gorduras) podem ser avaliadas em função das quantidades a transportar e das distâncias de transporte, adotando as metodologias propostas no item 2.6.

Estes subprodutos contêm matéria orgânica, pelo que, quando conduzidos a aterro, provocam emissões de $CH_4$ e $N_2O$ associadas aos processos de degradação de matéria orgânica que ocorrem nesse aterro, que podem ser avaliadas utilizando as metodologias adiante propostas, no item 2.3.12.

### 2.2.3 Emissões associadas ao tratamento biológico

#### 2.2.3.1 Reatores de biomassa fixa

As soluções técnicas mais correntes de reatores em biomassa fixa são os leitos percoladores e os filtros biológicos, sendo que em ambas as soluções se podem desenvolver processos aeróbios e processos anaeróbios, com oxidação de matéria carbonácea e matéria azotada, bem como processos de desnitrificação biológica.

Os leitos percoladores consomem normalmente pouca energia, podendo na generalidade dos casos (com exceção das conceções assentes em elevadas recirculações) as emissões indiretas de $CO_2$ (*scope* 2) associadas à compra de energia elétrica ser consideradas negligenciáveis. Os filtros biológicos consomem mais energia, devido à necessidade de arejamento da camada filtrante de suporte da biomassa e à necessidade de lavagem periódica da mesma, sendo que as emissões de $CO_2$ associadas a este consumo não são, na

generalidade dos casos, negligenciáveis. As emissões de $CO_2$ associadas ao consumo de energia elétrica comprada podem ser avaliadas a partir dos dados ou das estimativas de consumo energético, usando a expressão (1).

Em reatores de biomassa fixa concebidos para remover apenas matéria carbonácea, os meios são aeróbios e as emissões diretas de $CH_4$ e $N_2O$ podem ser consideradas negligenciáveis. Em reatores concebidos para remoção de azoto ocorrem normalmente processos de nitrificação e desnitrificação, envolvendo ambientes de anoxia e, pontualmente, de anaerobiose, havendo lugar a emissões de $N_2O$ e, com menor relevância, de $CH_4$. Estes processos biológicos são semelhantes aos que ocorrem em biomassa suspensa, pelo que, para avaliação destas emissões, poderão ser utilizadas as metodologias propostas no item seguinte para reatores de biomassa suspensa.

Em filtros biológicos concebidos para remoção de carbono e azoto pode haver necessidade de adicionar uma fonte externa de carbono para alimentação da biomassa nos filtros desnitrificantes. Neste caso haverá que avaliar as emissões indiretas (*scope* 3) associadas à utilização dum reagente para fornecimento externo deste carbono, normalmente o metanol. O consumo de metanol é, normalmente, avaliado no projeto da instalação. Contudo para avaliação deste tipo de emissões em instalações previstas das quais não se dispõe ainda de projeto, poderá, para efeito de avaliação, ser considerada uma dosagem de metanol de 3 mg/L de metanol por cada mg/L de $NO_3$-N reduzido nos filtros desnitrificantes, com dosagens totais de metanol típicas de 30 a 60 mg/L (Metcalf, 2003).

De acordo com informações prestadas no *site* do Methanol Institute, a produção de metanol provoca emissões de GEE variando entre 0,9 $tCO_2$/t, para as unidades de produção mais antigas, e 0,54 $tCO_2$/t, para as unidades de produção mais modernas e mais eficientes. As emissões indiretas associadas a este consumo de metanol, podem ser avaliadas em função dos consumos previstos e duma intensidade carbónica de 0,7 $tCO_2$/t (médio dos dois valores atrás referenciados), utilizando a seguinte expressão:

$CO_2e$ ($kgCO_2e/m^3$) = dosagem de reagente ($g/m^3$) / 1000 x I*pr* (2)

sendo:

- I*pr a* intensidade carbónica da produção do reagente em $kgCO_2e$/kg de reagente

#### 2.2.3.2 Reatores de biomassa suspensa (aeróbios, anóxicos e anaeróbios de remoção de fósforo)

Os reatores de biomassa suspensa podem ser concebidos em função de três objetivos de tratamento das águas residuais:

- remoção de matéria poluente associada ao carbono;
- remoção de matéria associada ao carbono e associada ao azoto;
- remoção de matéria associada ao carbono, ao azoto e ao fósforo.

Ao primeiro objetivo associam-se reatores onde prevalecem ambientes aeróbios, podendo ocorrer bolsas de anaerobiose associadas a ineficiência processual. Ao segundo objetivo associam-se reatores onde prevalecem ambientes de aerobiose e de anoxia, segundo arranjos e sequências que variam em função das tecnologias utilizadas. Finalmente, ao terceiro objetivo

associam-se reatores onde ocorrem ambientes de anaerobiose, de anoxia e de aerobiose em diferentes desenhos e sequência/combinação dos reatores, segundo as diferentes conceções e tecnologias adotadas.

No que respeita a emissões diretas de GEE, no caso do primeiro objetivo elas limitam-se a $CO_2$, emissões que, sendo de origem biogénica não são contabilizadas. No caso do segundo objetivo, verificam-se também emissões de $N_2O$ e, com menor relevância, de $CH_4$. No caso do terceiro objetivo, para além das emissões de $CO_2$, verificam-se emissões de $N_2O$ e $CH_4$.

Para além destas emissões diretas, verificam-se também emissões indiretas (*scope* 2) de $CO_2$ associadas aos elevados consumos de energia elétrica (normalmente comprada ao exterior) dos processos de arejamento e recirculação intrínsecos a estes tipos de reatores biológicos.

**Emissões indiretas de $CO_2$**

As emissões indiretas de $CO_2$ associadas ao consumo de energia elétrica comprada consumida no processo de oxidação biológica em reatores de biomassa suspensa numa ETAR podem ser avaliadas a partir dos dados ou das estimativas de consumo energético usando a expressão (1). Os consumos de energia elétrica poderão ser obtidos através da análise dos dados de exploração, no caso de instalações existentes em funcionamento. No caso de instalações projetadas, os consumos poderão ser avaliados a partir das estimativas apresentadas nos respetivos projetos. No caso de instalações previstas e que não dispõem ainda de projeto, os consumos de energia são difíceis de estimar, pois dependem de vários fatores: dimensão da instalação (caudais e cargas a tratar); tipo de arejamento; rendimento dos dispositivos de arejamento; parâmetros de exploração (concentração da biomassa, cargas volúmica e mássica e idade de lamas); forma de controlo da concentração de oxigénio dissolvido nos reatores; e disponibilidade de ferramenta para otimização do processo em função de uma avaliação permanente (indicadores de eficiência e "*benchmarking*"). Na ausência de informação, para uma avaliação aproximada poderão ser utilizados os seguintes rácios orientativos, válidos para uma instalação de dimensão média, da ordem de 40000 habitantes equivalente servidos:

- biomassa suspensa em alta carga – 0,30 $kWh/m^3$ de águas residuais tratadas;
- biomassa suspensa em média carga – 0,35 $kWh/m^3$ de águas residuais tratadas;
- biomassa suspensa em arejamento prolongado – 0,45 $kWh/m^3$ de águas residuais tratadas;
- biomassa suspensa com oxidação amónia – 0,55 $kWh/m^3$ de águas residuais tratadas;
- biomassa suspensa com nitrificação/desnitrificação – 0,50 $kWh/m^3$ de águas residuais tratadas;
- biomassa suspensa com nitrificação/desnitrificação e remoção biológica de fósforo – 0,55 $kWh/m^3$ de águas residuais tratadas.

Para ETAR de diferente dimensão, estes rácios poderão ser corrigidos através da aplicação do fator corretivo F = (40000/P)^0,15, sendo P a população servida.

Estes rácios e este fator corretivo resultaram de duma interpretação pelo autor desta tese dos valores de consumos energéticos observados em ETAR na região do Algarve (Sá, 2011), próximos dos valores médios obtidos por MURL (1999), citado em ANTAKYALI *et al.* (2010), para a Alemanha. Deverão, contudo, ser tomados como valores aproximados e a sua utilização deverá ser limitada aos casos de ausência de dados de exploração de instalações existentes ou de previsões de projeto no caso de instalações projetadas.

O processo biológico de tratamento, quando realizado em reatores de biomassa suspensa, é responsável por uma quota-parte dos consumos energéticos totais da ETAR que ronda o valor de 50 a 60%. Esta estimativa dos consumos energéticos associados a estes processos biológicos assume, por isso, uma importância muito relevante.

De salientar também que os consumos energéticos do tratamento de águas residuais na Europa são, quando referidos ao metro cúbico de águas residuais tratadas, normalmente superiores aos verificados nos Estados Unidos, no Canadá ou na Austrália, aspeto a ter em conta na consulta de referências bibliográficas com estas últimas origens.

**Emissões diretas de $CH_4$**

As emissões diretas de $CH_4$ podem ser avaliadas em função da $CBO_5$ eliminada nos reatores, através da aplicação da seguinte expressão (adaptação de Foley *et al.*, 2008 e de EA, 2009):

$$CH_4\ (kg\ CO_2e/m^3) = (CBO_{5\ elim} \times EF \times F_{anaer}) \times 25 / Q\mathit{mdAR} \qquad (3)$$

Assumindo que:

- $CBO_{5\ elim}$ é a $CBO_5$ eliminada nos reatores biológicos em kg/dia;
- EF é o fator de emissão máximo de metano em $kgCH_4/kgCBO_5$;
- $F_{anaer}$ (ou fator de correção de metano) é a fração da $CBO_5$ oxidada anaerobiamente;
- 25 é a relação entre os potenciais de aquecimento global do $CH_4$ e do $CO_2$.

O fator máximo de emissão de $CH_4$ assume, de acordo com a estequiometria dos processos de produção de metano, o valor de 0,65 $kgCH_4/kgCBO_5$. A fração da $CBO_5$ oxidada anaerobiamente (ou fator de correção de metano) depende do tipo de operação de tratamento em análise e, para reatores biológicos em biomassa suspensa, pode ser estimada entre 0,0 e 0,3 (Foley *et al.*, 2008), sendo que no caso de reatores anaeróbios de remoção de fósforo se aproximará de 0,3. De salientar que, embora as referências bibliográficas refiram fatores superiores para reatores anaeróbios, como se verá no item seguinte, tais valores não serão aplicáveis para os reatores anaeróbios de remoção de fósforo, uma vez que a degradação de $CBO_5$ nestes reatores ocorrerá apenas na justa medida das necessidades de alimento dos microrganismos assimiladores de fósforo. Tendo em conta que a expressão (3) será aplicada ao conjunto de reatores que compõem o processo biológico de tratamento, o fator de correção do metano aproximar-se-á mais de 0,0 ou de 0,3 consoante a menor ou maior quota-parte do volume de reatores anaeróbios no volume total de reatores. No caso de a conceção do processo biológico não contemplar a remoção de fósforo não existirá reator anaeróbio

(podendo contudo existir bolsas pontuais de anaerobiose nos reatores aeróbios devidas a ineficiências processuais), o fator de metano aproximar-se-á de zero e as emissões de $CH_4$ serão negligenciáveis.

**Emissões diretas de $N_2O$**

As emissões de $N_2O$ associadas a processos de nitrificação e desnitrificação em reatores de biomassa suspensa podem ser avaliados através da aplicação da seguinte expressão (adaptação de UKWIR, 2005, citado em EA, 2009):

$$N_2O\ (kg\ CO_2e/m^3) = 0{,}004 \times N_{aflu} \times 298 / Q\mathit{mdAR} \quad (4)$$

assumindo que:

- 0,004 é o fator de emissão de $N_2O$, em $kgN_2O/kgN$;
- $N_{aflu}$ é a carga de azoto afluente aos reatores em kgN/dia;
- 298 é a relação entre os potenciais de aquecimento global do $N_2O$ e do $CO_2$.

A avaliação das emissões de $N_2O$ confronta-se com um elevado nível de incerteza devido, por um lado, ao número ainda reduzido de casos de estudo e à insuficiência do nível de conhecimentos neste domínio e, por outro, ao facto de estas emissões dependerem do nível de desnitrificação alcançável nos reatores em anoxia (EA, 2009a),

O IPCC contemplou, nas "*guidelines*" de 2006, uma metodologia para estimação das emissões de $N_2O$ em sistemas centralizados de tratamento de águas residuais envolvendo processos controlados de nitrificação/desnitrificação, para efeito de elaboração dos inventários anuais de emissões, assente na aplicação de uma expressão baseada num fator médio de emissão, proposto por defeito, de 3,2 g $N_2O$ por habitante e por ano, admitindo uma gama de valores para este fator variando entre 2 e 8 (IPCC, 2006c). Em Foley *et al.*(2008) é salientado o facto de o fator 3,2 g $N_2O$/(HE.ano) ter sido estabelecido pelo IPCC com base na análise de apenas um caso de estudo, chamando-se a atenção para a necessidade de desenvolvimento de investigação e pesquisa nesta matéria.

Considerando uma capitação de azoto de 12 g/HE.dia, consensualmente aceite, o fator de emissão de 0,004 $kgN_2O/kgN$ considerado na expressão (4) pode ser transformado em cerca de 12 g $N_2O$/(HE.ano). Este valor é cerca de 50% superior ao valor máximo da gama considerada pelo IPCC atrás referida (8 $gN_2O$/(HE.ano)).

### 2.2.3.3 Reatores anaeróbios

Em reatores anaeróbios os consumos de energia elétrica são mínimos, limitando-se à alimentação dos dispositivos de agitação da biomassa, pelo que as emissões de $CO_2$ (*scope* 2) são normalmente negligenciáveis. Contudo, em casos particulares em que se justifique uma avaliação destas emissões, ela poderá ser efetuada com base na utilização da expressão (1).

Em relação a emissões de $CH_4$, o IPCC propõe um fator de emissão de 0,20 $kgCH_4/kgCQO$ eliminada em reatores anaeróbios (IPCC, 2006b).

A avaliação de emissões de $CH_4$ em reatores anaeróbios de alta carga sofre de uma elevada incerteza, devido ao facto dessas emissões dependerem da fuga de metano dissolvido no

efluente dos reatores. Com base na análise de 5 casos de estudo, é proposto, em Foley *et al.*(2008), um fator de emissão de 0,12 $kgCH_4/kgCQO$, considerando apenas as emissões, sem ter em conta as perdas de metano dissolvido. Naquela mesma fonte bibliográfica são analisados os resultados de um estudo sobre um caso em que se avaliaram as perdas de metano dissolvido e se obteve um fator de emissão de 0,16 $kgCH_4/kgCQO$. Naquela mesma referência bibliográfica é salientada a elevada incerteza relativamente às emissões de $CH_4$ em reatores anaeróbios, principalmente nos de alta carga, a qual justifica que a WSAA não proponha linhas de orientação definitivas para a avaliação destas emissões, designadamente sobre valores do fator de emissão.

As emissões de $CH_4$ podem ser avaliadas através da utilização da seguinte expressão:

$$CH_4 \ (kg \ CO_2e/m^3) = CQO_{elim} \ x \ EF \ x \ 25 \ / \ Q\mathit{mdAR} \quad (5)$$

sendo:

- $CQO_{elim}$ a CQO eliminada em kg/dia;
- EF o fator de emissão máximo de metano em $kgCH_4/kg$ CQO;
- 25 a relação entre os potenciais de aquecimento global do $CH_4$ e do $CO_2$.

#### 2.2.3.4 Lagoas anaeróbias

Em Foley *et al.* (2008) foram analisados os dados de operação da ETAR Oeste de Melbourne, tendo-se estimado os seguintes fatores de emissão de metano:

- sem considerar perdas de metano dissolvido – 0,15 a 0,16 $kgCH_4/kgCQO$;
- considerando perdas de metano – 0,19 a 0,21 $kgCH_4/kgCQO$.

As emissões de metano podem ser avaliadas utilizando a expressão (5).

#### 2.2.3.5 Lagoas facultativas

O arejamento destas lagoas é efetuado, normalmente, de forma natural, através da troca de oxigénio com a atmosfera, pelo que consumos de energia elétrica são mínimos e as emissões de $CO_2$ (*scope* 2) são normalmente negligenciáveis. Contudo, em casos particulares em que o arejamento seja efetuado de forma mecânica e se justifique uma avaliação destas emissões, ela poderá ser efetuada com base na utilização da expressão (1).

Em relação a emissões de $CH_4$, o IPCC propõe um fator de emissão de 0,05 $kgCH_4/kgCQO$ eliminada em lagoas facultativas (IPCC, 2006a). As emissões de metano podem ser avaliadas através da utilização da expressão (5).

Não foram encontradas referências a metodologias para a avaliação de emissões de $N_2O$ em lagoas facultativas, assumindo-se que podem ser consideradas negligenciáveis.

### 2.2.4 Emissões associadas ao tratamento terciário

Os tratamentos terciários de águas residuais incidem, normalmente, na remoção de nutrientes e na eliminação de microrganismos patogénicos das águas residuais.

Os tempos de retenção das águas residuais nos órgãos de tratamento terciário são muito curtos, facto que, associado às baixas concentrações de carga orgânica das águas residuais

afluentes a estes órgãos, conduz a emissões diretas de $CH_4$ e de $N_2O$ que podem ser consideradas negligenciáveis. Excetuam-se apenas as emissões associadas a processos biológicos de remoção de azoto (nitrificação/desnitrificação) e a processos biológicos de remoção de fósforo, as quais podem ter alguma expressão, que foram objeto de análise em item anterior.

As emissões de GEE associadas a estes tratamentos terciários limitam-se, assim, a emissões indiretas de $CO_2$ (*scope* 2) associadas ao consumo de energia elétrica comprada e a emissões indiretas (*scope* 3) associadas à utilização de reagentes.

**Emissões associadas à remoção de fósforo por processos físico-químicos**

A precipitação do fósforo requere, normalmente, a adição de um coagulante e de um floculante (potenciador da coagulação, geralmente um polímero). Os coagulantes mais utilizados são o sulfato de alumínio e o cloreto férrico. Dada a interferência do ferro na transmitância das águas residuais, nas ETAR cuja linha de tratamento integra desinfeção por radiação UV não se utiliza normalmente o cloreto férrico, dando-se preferência ao sulfato de alumínio ou outro produto com base em sais de alumínio. O polímero é utilizado, normalmente, em processos de afinação de remoção de fósforo (a jusante do processo biológico para oxidação de matéria carbonácea), com aplicação a montante de processos de decantação, flotação ou filtração. Em processos de adição de reagentes a montante do processo biológico, normalmente não se utiliza polímero, tirando-se partido da floculação biológica.

Os consumos destes reagentes poderão ser estimados através da análise dos dados de exploração ou da realização de ensaios de tratabilidade, no caso de instalações existentes em funcionamento, ou, no caso de instalações projetadas, através da consulta dos respetivos projetos. No caso de instalações previstas mas ainda não projetadas, os consumos de reagentes precipitantes podem ser avaliados através do cálculo das quantidades de fósforo a precipitar. No caso do sulfato de alumínio podem ser consideradas as relações indicadas na Tabela I.2.1.

No caso do cloreto férrico ($FeCl_3$), a relação Fe/P estequiométrica é de 1,8/1, mas devido à presença de matéria orgânica, as dosagens estimadas a partir desta relação deverão ser majoradas em, pelo menos, 10 mg/L. As dosagens normalmente utilizadas para garantir eficiências de remoção de fósforo de 85% a 90% situam-se na gama 45 a 90 mg/L de $FeCl_3$.

As dosagens de floculante (polieletrólito) poderão, no caso de inexistência de dados de exploração (ou da impossibilidade da realização de ensaios de tratabilidade) ou previsões do projeto, ser estimadas entre 0,1 e 0,2 mg/L (WEF, 1998).

A utilização dos reagentes sulfato de alumínio, cloreto férrico ou outros agentes de precipitação do fósforo incorpora emissões indiretas (*scope* 3) de $CO_2$ que podem ser estimadas através da aplicação, às quantidades de reagentes estimadas necessárias, das respetivas intensidades carbónicas de produção. As quantidades de reagente necessárias serão estimadas através da estimação das quantidades de fósforo a remover e da consideração das dosagens atrás indicadas para o sulfato de alumínio e para o cloreto férrico. No caso de utilização de outros

reagentes precipitantes deverão ser consultados os fabricantes para informação sobre os respetivos rácios.
Para avaliação das emissões incorporadas nos reagentes utilizados no processo físico-químico de remoção de fósforo poderá ser utilizada a expressão (2).

**Tabela I.2.1- Dosagens teóricas de sulfato de alumínio $Al_2(SO_4)3.(14H_2O)$**

| Percentagem de redução de fósforo (%) | Relação estequiométrica teórica (peso) $Al_2(SO_4)_3.(14H_2O)/P$ | Relação real (peso) $Al_2(SO_4)_3.(14H_2O)/P$ |
|---|---|---|
| 76 | 9,6 | 13 |
| 85 | | 16 |
| 95 | | 22 |

Fonte: (WEF, 1998)

A produção de sulfato de alumínio tem associado um consumo energético rondando o valor de 200 kWh/t de produto fabricado (EC, 2005). Admitindo uma intensidade de emissão da produção de eletricidade de 456,7 $gCO_2e$/kWh (valor médio verificado em Portugal em 2007, de acordo com o Relatório e Contas da EDP, de 2010), a este consumo energético corresponde uma intensidade de emissão da produção de sulfato de alumínio da ordem de 0,1 $kgCO_2$/kg de produto. Contudo, as emissões associadas a esta produção não se limitarão às resultantes do consumo de energia. Em Van Zyl (2006), citado em Coats *et al.* (2011) são avaliadas as emissões associadas à produção de sulfato de alumínio em 2,23 $kgCO_2$/kg, sendo 1,336 $kgCO_2$/kg associados à produção industrial propriamente dita e 0,89 $kgCO_2$/kg associados a transporte de matérias primas e de resíduos.
Em Brown *et al.* (2010), referenciando o *site* da *eiolca*, é referenciada uma intensidade de emissão de 9 $kgCO_2e$/kg de polímero produzido. Em CCME (2009) é referenciado um valor bastante superior para a intensidade de emissão da produção de polímeros, de 22,9 $kgCO_2e$/kg de polímero produzido. No entanto é considerado, no modelo *BEAM*, um valor por defeito da produção de polímero de 9 $kgCO_2e$/kg de polímero produzido (CCME, 2009b).
O transporte dos reagentes até às instalações de tratamento gera também emissões de $CO_2$, as quais, pela sua reduzida importância face às emissões associadas à produção, podem ser consideradas negligenciáveis.
Os processos físico-químicos em análise poderão necessitar de adição de cal para afinação da alcalinidade, em função da alcalinidade das águas residuais afluentes ao tratamento terciário. Neste caso, a avaliação das emissões incorporadas neste produto poderão ser avaliadas segundo a metodologia adiante proposta a respeito da estabilização química de lamas.
A utilização de processos físico-químicos no tratamento de águas residuais provoca um aumento da produção de lamas, em peso, relativamente às soluções convencionais de tratamentos biológicos sem adição de precipitantes, que pode atingir os 35 a 45%, com um aumento global de produção de lamas na ETAR que pode atingir os 25%. Verifica-se também um aumento de lamas em volume, podendo as concentrações de lamas à saída dos decantadores baixar até 20% (WEF, 1998). Assim, para além dos impactos da utilização destes

reagentes nas emissões de GEE, deverão ser avaliados os impactos desta maior produção de lamas, considerando o risco de as lamas resultantes dos processos físico-químicos poderem ser de mais difícil tratamento e apresentar menor potencial de geração de biogás. Estas desvantagens podem desaconselhar a utilização destes processos físico-químicos, que deverão ser reservados para os casos de tratamento de águas residuais em que se exigem concentrações de fósforo muito baixas no efluente tratado, não atingíveis com um processo biológico concebido para remoção de matéria carbonácea e dos nutrientes azoto e fósforo. Nestes casos o tratamento de afinação de remoção de fósforo será efetuado a jusante daquele processo biológico e dimensionado para a remoção da parcela de fósforo ainda persistente.

**Emissões associadas à utilização de energia elétrica comprada**

Conhecidos os consumos energéticos das instalações de tratamento terciário, estas emissões poderão ser avaliadas através da utilização da expressão (1).

Os tratamentos terciários de desinfeção de águas residuais são realizados, na grande maioria das ETAR que promovem este tratamento, por radiação UV. Para obter níveis de transmitância que proporcionem uma boa eficiência da radiação UV, em termos de eliminação de microrganismos, este tratamento é antecedido de uma clarificação com remoção de sólidos suspensos, normalmente por microtamização ou por filtração. Estes são processos bastante consumidores de energia elétrica. O consumo energético destas instalações de tratamento terciário depende muito do tipo de instalações existentes, sendo muito difícil estabelecer valores orientadores. Recomenda-se, por isso, a análise das características do equipamento instalado e dos dados históricos de consumo, ou a consulta da informação existente no projeto da instalação para avaliação dos consumos elétricos que constituirão a base para a avaliação das emissões de $CO_2$ incorporadas nesse consumo.

**Emissões associadas a leitos de macrófitas**

As lagoas de macrófitas têm vindo a ser utilizadas com a finalidade de promover uma afinação da qualidade das águas residuais tratadas, em zonas onde os meios recetores são muito sensíveis, e se pretende minimizar os caudais e as cargas descarregadas para o meio recetor.

A estas instalações associam-se normalmente emissões de $N_2O$ decorrentes dos processos biológicos de nitrificação/desnitrificação que, em maior ou menor grau, em função do desenho/conceção e do regime de exploração, ocorrem durante o tratamento das águas residuais.

O IPCC não propõe qualquer orientação quanto a valores do fator de emissão de $N_2O$ em lagoas de macrófitas.

Com base na análise das conclusões de 6 estudos sobre lagoas de macrófitas, é proposto, em Foley *et al.* (2008), um fator de emissão de 0,001 $kgN_2O/kgN$ entrado na lagoa.

As emissões de $N_2O$ associadas ao tratamento de afinação em lagoas de macrófitas podem ser avaliadas através da utilização da seguinte expressão:

$$N_2O\ (kgCO_2e/m^3) = N_{lanc} \times EF \times 298 / Q\mathit{mdAR} \qquad (6)$$

sendo:

- $N_{lanc}$ o azoto lançado na lagoa em kgN/dia;
- EF o fator de emissão de $N_2O$ em $kgN_2O$/kg N lançado na lagoa;
- 298 a relação entre os potenciais de aquecimento global do $N_2O$ e do $CO_2$

### 2.2.5 Emissões associadas à descarga do efluente tratado

A descarga das águas residuais tratadas num meio hídrico recetor (rio, estuário ou mar) provoca emissões de $N_2O$ associadas a processos de nitrificação/desnitrificação.

A magnitude destas emissões depende muito das características hidrodinâmicas do meio aquático recetor que influenciam as condições de renovação e oxigenação, das condições de oxigénio dissolvido, do estado de eutrofização do meio, e da temperatura e turvação da água. No caso de descarga em estuários, as interações com as zonas costeiras vizinhas desempenham um papel relevante na hidrodinâmica do meio. No caso da descarga no mar, são as interações entre as camadas superficiais e as camadas profundas e o regime de correntes e marés que desempenham um papel determinante na dinâmica do meio e nas suas condições de dispersão e renovação. Nas descargas em estuários e no mar, a dinâmica e o comportamento do sedimento assumem também uma grande importância nas emissões de $N_2O$. (Foley *et al.*, 2008).

As características das águas residuais tratadas descarregadas, designadamente os seus teores em carga orgânica e a distribuição do azoto pelas suas diferentes formas de ocorrência, influenciam também a magnitude das emissões.

Com base nas conclusões da análise de quatro estudos de descargas em rios, é proposto, em Foley *et al.* (2008), um fator de emissão de 0,0003 $kgN_2O$/kgN descarregado. Para a descarga em estuários, esta mesma referência propõe, com base na análise dos resultados de cinco estudos, um fator de emissão de 0,0012 $kgN_2O$/kgN descarregado. A mesma fonte propõe ainda, para a descarga no mar, um fator de emissão de 0,002 $kgN_2O$/kgN descarregado (análise dos resultados de quatro estudos). É salientado, na mesma fonte, o elevado nível de incerteza dos valores propostos para estes fatores de emissão.

O IPCC propõe a consideração de um fator de emissão de 0,0025 $kgN_2O$/kgN descarregado em rios e estuários, resultante de uma revisão em baixa do valor proposto nas "*guidelines*" de 1996 que foi de 0,0075 $kgN_2O$/kgN (IPCC 2006d). O IPCC não estabelece fatores de emissão para descarga no mar.

As emissões de $N_2O$ associadas à descarga de águas residuais tratadas podem ser avaliadas através da utilização da seguinte expressão:

$$N_2O\ (kg\ CO_2e/m^3) = N_{desc} \times EF \times 298 / Q\mathit{mdAR} \qquad (7)$$

sendo:

- $N_{desc}$ o azoto descarregado em kg/dia;
- EF o fator de emissão de $N_2O$ em $kgN_2O$/kgN descarregado;
- 298 a relação entre os potenciais de aquecimento global do $N_2O$ e do $CO_2$.

## 2.3 Emissões associadas a operações e processos unitários – Fase sólida

### 2.3.1 Emissões associadas à regularização a montante e ao armazenamento a jusante do tratamento de lamas

**Caracterização das emissões**

Os órgãos de armazenamento, a montante e a jusante do tratamento de lamas, destinados a promover a regularização de caudais a tratar ou a permitir a gestão dos tempos de funcionamento das operações e processos de tratamento e de deposição final/valorização a jusante, podem ser origem de emissões diretas de $CH_4$ e indiretas de $CO_2$.

No caso de armazenamento de lamas em lagoas, os parâmetros essenciais que afetam a libertação de $CH_4$ são a altura das lagoas e a temperatura, verificando-se que, acima de 15ºC, a atividade das bactérias metanogénicas se traduz na libertação de metano, em função da carga orgânica disponível. Abaixo de 15ºC, a produção de metano é considerada negligenciável (IPCC, 2006a). Em lagoas ou tanques de armazenamento arejados, ou funcionando em condições facultativas, as emissões de metano são também negligenciáveis.

Em função de uma análise dos valores propostos em várias referências bibliográficas referidas em CCME, 2009, parece verificar-se unanimidade em torno dos seguintes fatores de emissão, a considerar em condições de temperatura acima de 15ºC:

- lagoas de mais de 2 m de profundidade - 0,40 $kgCH_4$ / $kgCBO_5$;
- lagoas de menos de 2 m de profundidade - 0,12 $kgCH_4$ / $kgCBO_5$.

A consideração de dois pontos de descontinuidade para os parâmetros temperatura e altura do meio líquido (15ºC e 2 metros, respetivamente) levanta algumas dúvidas. Propõe-se, por isso, uma metodologia diferente para estimação das emissões de $CH_4$ em órgãos de armazenamento de lamas baseada na consideração do fator de emissão de 0,60 kg $CH_4$ / kg $CBO_5$, aplicado à $CBO_5$ degradada. Assim, será primeiramente efetuada uma estimativa da degradação da $CBO_5$, aplicando as formulações adotadas para os processos biológicos, tendo em conta os parâmetros ambientais e processuais, e considerando os balanços mássicos da instalação. A esta estimativa será então aplicado o fator de emissão proposto, obtendo-se a estimativa das emissões de $CH_4$.

No caso de o ar extraído das atmosferas confinadas dos órgãos de armazenamento e ou regularização de lamas ser objeto de tratamento, as emissões estimadas serão corrigidas através da aplicação do fator de eficiência de remoção de $CH_4$ esperado para esse tratamento de desodorização.

As emissões indiretas (*scope* 2) de $CO_2$ estão associadas ao consumo de energia elétrica dos dispositivos de bombagem e de agitação normalmente existentes nos órgãos de regularização/armazenamento de lamas.

**Equações e formulações de avaliação de emissões**

Para avaliação das emissões de $CO_2$ associadas aos consumos de energia elétrica comprada, na agitação e bombagem nos órgãos de regularização e armazenamento de lamas, poderá ser utilizada a seguinte expressão:

$$CO_2e\ (kgCO_2e/m^3) = Iecomp \times Ipe\ /\ Va \quad (8)$$

O consumo energético anual (I*ecomp*) será estimado considerando a potência instalada em equipamentos de agitação e bombagem e o regime de funcionamento dos mesmos.

As emissões diretas de $CH_4$ poderão ser avaliadas utilizando a seguinte expressão:

$$CO_2e\ (kgCO_2e/m^3) = CBO_{5\ elim}/0{,}6x25/QmdAR \quad (9)$$

em que:

- $CBO_{5\ elim}$ é a $CBO_5$ eliminada durante o processo (kg/dia);
- 0,6 é o fator de emissão ($kgCH_4/kgCBO_5$);
- 25 é a relação entre os potenciais de aquecimento global do $CH_4$ e do $CO_2$.

### 2.3.2 Emissões associadas ao condicionamento e espessamento de lamas

**Caracterização das emissões**

Ao espessamento de lamas associam-se os seguintes tipos de emissões:

- emissões diretas de $CH_4$ associadas a processos anaeróbios que podem ocorrer durante o processo;
- emissões indiretas (*scope* 2) associadas ao consumo de energia elétrica dos equipamentos de espessamento;
- emissões indiretas (*scope* 3) associadas à utilização de reagentes.

Em relação à avaliação das emissões de $CH_4$, poderão admitir-se os seguintes princípios:

- as emissões associadas ao espessamento gravítico poderão ser estimadas pelos mesmos critérios propostos para os órgãos de armazenamento e regularização de lamas, sendo que, no caso de serem mantidas condições de aerobiose ou de as instalações serem confinadas em espaços desodorizados, tais emissões podem ser consideradas negligenciáveis;
- as emissões associadas a órgãos de espessamento por flotação por ar dissolvido, ou por meios mecânicos, equipamentos normalmente instalados em espaços confinados e desodorizados, são negligenciáveis (CCME, 2009a).

As emissões indiretas de $CO_2$ associadas aos consumos de energia elétrica dos equipamentos serão estimadas através do balanço de consumos e da aplicação, ao consumo total estimado, da intensidade de emissão da produção da energia elétrica.

Na estimativa das emissões indiretas associadas à utilização de polímeros serão consideradas as dosagens de reagente, em kg de reagente por tonelada de matéria seca presente nas lamas espessadas, previstas no projeto e ou nos procedimentos operativos das instalações de espessamento de lamas. Os protocolos e modelos de estimação utilizam geralmente, na falta de outro valor real, um valor por defeito de 5 kg de polímero por tonelada de matéria sólida. As

emissões indiretas de $CO_2$ associadas à produção dos reagentes polímeros utilizados podem ser estimadas considerando a intensidade de emissão de 9 kg$CO_2$e/kg de polímero produzido (Brown *et al.*, 2010, referenciando o *site* da *eiolca*).

**Equações e formulações de avaliação de emissões**

Para avaliação das emissões de $CO_2$ associadas ao consumo de energia elétrica comprada para a operação de espessamento poderão ser utilizadas, alternativamente, as seguintes expressões:

$CO_2e$ (kg$CO_2$e/m$^3$) = I*ecomp* x I*pe* / V*a* (10)

$CO_2e$ (kg$CO_2$e/m$^3$) = lamas espessadas (kgMS/dia) x consumo espessamento (kWh/kgMS) x I*pe /* Q*mdAR* (11)

Para avaliação das emissões incorporadas nos reagentes utilizados no acondicionamento das lamas a desidratar poderá ser utilizada a seguinte expressão:

$CO_2e$ (kg$CO_2$e/m$^3$) = lamas espessadas (kgMS/dia) x dosagem (kg/kgMS) x I*pr* / Q*mdAR* (12)

### 2.3.3 Emissões associadas à digestão aeróbia

**Caracterização das emissões**

As emissões diretas de metano associadas à digestão aeróbia de lamas podem ser consideradas negligenciáveis.

O IPCC não propõe diretivas nem valores para o fator de emissão de $N_2O$ em processos de digestão aeróbia. Em Foley *et al.* (2008), são referidas as conclusões de dois estudos sobre digestão aeróbia termofílica de lamas de suinicultura que apontam para valores do fator de emissão variando entre 0,088 e 0,37 kg$N_2O$/kgN afluente à digestão.

**Equações e formulações de avaliação de emissões**

Para avaliação das emissões de $CO_2$ associadas ao consumo de energia elétrica da digestão aeróbia poderá ser utilizada a seguinte expressão:

$CO_2e$ (kg$CO_2$e/m$^3$) = I*ecomp* x I*pe* / V*a* (13)

A energia elétrica comprada poderá ser estimada considerando as potências específicas de arejamento de 30 e 150 W/m$^3$ de volume de digestor, para regime mesofílico e termofílico, respetivamente (Metcalf and Eddy, 2003), e o funcionamento contínuo, 24 h/dia, do sistema de arejamento. O volume do digestor pode ser estimada através do produto do caudal diário da lamas a digerir pelo tempo de retenção, em dias, requerido para a digestão.

O aquecimento das lamas a digerir, em digestão termofílica, requere a utilização de combustíveis fósseis. O consumo para este fim pode ser estimado em 4,62 m$^3$ de gás natural por m$^3$ de lamas a digerir (Metcalf & Eddy, 2003). Nos projetos destas instalações são normalmente estimadas as necessidades de calor para o aquecimento das lamas a digerir.

As emissões associadas à queima de gás natural, ou outro combustível fóssil, para aquecimento de lamas, pode ser estimado através da seguinte expressão:

$CO_2e$ ($kgCO_2e/m^3$) = consumo de gás natural ($m^3$/dia) x fator de emissão da queima (kg $CO_2e/m^3$) / Q*mdAR* (14)

O fator de emissão, no caso de queima de gás natural, é de 1,89 $kgCO_2/m^3$. Adiante, no item relativo à utilização de combustíveis fósseis, são propostos fatores de emissão para a queima de outros combustíveis fósseis.

### 2.3.4 Emissões associadas à hidrólise térmica

**Caracterização das emissões**

A hidrólise térmica é efetuada, na generalidade das tecnologias disponíveis no mercado, em reatores fechados, sendo os gases resultantes injetados nos digestores de lamas e, em alguns casos, recirculados em conjunto com o ar de arejamento dos reatores biológicos de tratamento da fase líquida. Geralmente, a agitação dos reatores é garantida através da injeção do vapor, não existindo consumidores de energia elétrica significativos, pelo que as emissões associadas a este processo de tratamento se limitam às provenientes do processo de queima de combustíveis para a produção de vapor.

Em Jolly *et al.* (2009) é efetuado um estudo técnico económico sobre vários processos de digestão avançada de lamas de depuração. De entre vários processos de tratamento prévios à digestão, é analisada a hidrólise térmica, processo ao qual se associa um consumo energético estimado pelos autores do estudo em 310 kWh por tonelada de matéria seca, considerando uma instalação de referência com capacidade para tratar cerca de 18000 tMS/ano.

**Equações e formulações de avaliação de emissões**

O consumo de energia elétrica comprada poderá ser estimada considerando um consumo de energia motriz de 30 kWh/tMS. O consumo total de calor pode ser estimado com base num consumo específico de 310 kWh/tMS acima referido.

O calor pode ser obtido a partir das seguintes fontes, alternativas ou complementares: calor proveniente da cogeração; queima de biogás; e queima de combustíveis fósseis.

Para avaliação das emissões de $CO_2$ associadas ao consumo de energia elétrica comprada para a operação de hidrólise térmica poderá ser utilizada a seguinte expressão:

$CO_2e$ ($kgCO_2e/m^3$) = I*ecomp* x I*pe* / V*a* (15)

As emissões associadas à queima de gás natural, ou outro combustível fóssil, para produção de vapor para a hidrólise térmica, pode ser estimado através da seguintes expressão:

$CO_2e$ ($kgCO_2e/m^3$) = consumo de gás natural ($m^3$/dia) x fator de emissão da queima (Kg $CO_2e/m^3$) / Q*mdAR* (16)

O fator de emissão, no caso de queima de gás natural, é de 1,89 $kgCO_2/m^3$.

A hidrólise térmica poderá ser integrada num processo de cogeração, devendo, neste caso, a avaliação de emissões ser efetuada globalmente para o conjunto de operações integradas na

cogeração. Adiante, no item relativo à cogeração, é proposta uma metodologia para esta abordagem integrada.

### 2.3.5 Emissões associadas à digestão anaeróbia

**Caracterização das emissões**

As emissões associadas a esta operação podem ter as seguintes origens:

- emissões diretas de $CO_2$ (*scope* 1) associadas à eventual combustão de combustíveis fosseis para aquecimento das lamas em digestão;

- emissões diretas de $CH_4$ associadas à produção de biogás não queimado nem valorizado (*scope* 1);

- emissões indiretas de $CO_2$ (*scope* 2) associadas ao consumo de energia elétrica comprada dos equipamentos da digestão anaeróbia.

Por outro lado, a digestão anaeróbia permite o aproveitamento da energia bioquímica presente nas lamas, gerando os seguintes créditos de emissões de $CO_2$:

- poupança de queima de combustíveis fósseis proporcionada pela possibilidade de queima do metano e pelo aproveitamento do calor da cogeração;

- poupança de energia elétrica comprada, proporcionada pela geração de energia e calor em cogeração utilizando biogás como combustível.

A digestão anaeróbia permite uma redução de 30 a 60% (valores típicos de 50 a 60%) da matéria volátil presente nas lamas, com uma produção média de biogás de 0,9 $m^3$ de biogás por kg de matéria volátil oxidada (Metcalf & Eddy, 2003), com um teor médio em metano de 65% e com características semelhantes às do gás natural, podendo ser utilizado como alternativa a combustíveis fósseis. Esta redução de matéria volátil traduz-se numa correspondente redução de volume de lamas a processar a jusante.

A necessidade de calor para aquecimento e manutenção da temperatura da digestão deverá ser calculada em função da temperatura pretendida constante, das condições ambientais e das características de isolamento dos digestores.

O poder energético do metano presente no biogás é suficientemente conhecido, pelo que, sendo também bem conhecidas as emissões de $CO_2$ associadas à queima de gás natural ou de combustíveis fósseis, a determinação da economia de emissões (crédito) decorrente da utilização do metano produzido em digestão anaeróbia em alternativa a combustíveis fósseis é também estimável com alguma precisão.

Quando o biogás é queimado em queimador para o exterior (flare), em caldeira para aquecimento ou em instalação para produção de energia elétrica, verifica-se libertação de $CO_2$. Contudo, dada a origem biogénica do carbono presente no metano utilizado, estas emissões não devem ser contabilizadas (muito embora devam ser objeto de reporte pelas entidades nacionais nos inventários nacionais de emissões, de acordo com a generalidade dos protocolos existentes).

Quando a energia elétrica e, ou o calor obtidos com a utilização do biogás são utilizados internamente na ETAR, as inerentes poupanças de emissões serão consideradas no balanço global de emissões, uma vez que tal aproveitamento se traduzirá numa redução da necessidade da compra de energia elétrica e de combustíveis fósseis. Contudo, se essa energia elétrica ou térmica for vendida para o exterior, então deverá ser considerado um crédito de emissões correspondente às emissões que provocaria a produção dessas energias através da utilização de combustíveis fósseis (CCME, 2009a).

**Equações e formulações de avaliação de emissões**

Para avaliação das emissões de $CO_2$ associadas ao consumo de energia elétrica comprada consumida na digestão anaeróbia poderá ser utilizada a seguinte expressão:

$$CO_2e\ (kgCO_2e/m^3) = I_{ecomp} \times I_{pe} / V_a \quad (17)$$

Em instalações das quais não se disponha de dados de exploração, o consumo de energia elétrica na agitação dos digestores pode ser estimado com base numa potência específica de agitação de 6,5 W/$m^3$ de volume de digestão e admitindo um funcionamento contínuo do equipamento de agitação (Metcalf and Eddy, 2003).

As emissões fugitivas de $CH_4$ poderão ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009):

$$CH_4\ (kgCO_2e/m^3) = \{SVdestruídos \times Peb \times \%CH_4 \times [(1 - \%biogás\ queimado) + (\%biogás\ queimado \times ineficiência\ da\ queima)] \times densidade\ do\ CH_4 \times GWP\ CH_4\} / Q_{mdAR} \quad (18)$$

sendo:

- SVdestruídos os sólidos voláteis destruídos (kgSV/dia);
- Peb a produção específica de biogás ($m^3$/kgSV);
- % $CH_4$ a percentagem de $CH_4$ no biogás produzido;
- % biogás queimado a percentagem do biogás produzido que é queimado (na flare, em caldeira e na cogeração);
- ineficiência da queima a percentagem de $CH_4$ não queimado na queima;
- densidade $CH_4$ a densidade do $CH_4$ em kg/$m^3$ (0,634 kg/$m^3$ a 35°C);
- GWP $CH_4$ a relação entre os potenciais de aquecimento global do $CH_4$ e do $CO_2$;
- Q*mdAR* o caudal médio diário de águas residuais tratadas.

As emissões de $CO_2$ associadas à queima de gás natural, ou outro combustível fóssil, para aquecimento da digestão, pode ser estimado através da seguinte expressão:

$$CO_2e\ (kg/m^3) = consumo\ de\ gás\ natural\ (m^3/dia) \times fator\ de\ emissão\ da\ queima\ (kg\ CO_2e/m^3) / Q_{mdAR}. \quad (19)$$

Nos casos em que a alimentação de energias térmica e elétrica à digestão anaeróbia se encontra integrada numa instalação de cogeração, deverá ser efetuado o balanço energético e de emissões global para a instalação de cogeração, seguindo a metodologia adiante proposta, no item relativo à cogeração. Neste balanço entrarão os créditos de emissões associados às poupanças identificadas no item anterior.

### 2.3.6 Queima de biogás em queimador (flare) ou em caldeira

A queima de biogás não é 100% eficiente, admitindo-se que pode haver uma perda de $CH_4$ de 1%, embora algumas fontes consideram que este valor será demasiado elevado e só se verificará em instalações de muito baixo rendimento de queima (Foley *et al.*, 2008). Alguns autores defendem um valor de 0,3% como adequado a instalações modernas de rendimento médio (CCME, 2009a).

A combustão incompleta de biogás provoca também a emissão de $N_2O$, a uma taxa estimada entre 0,0039 $gN_2O$ / $kgCH_4$ queimado (IPPC, 2006) e um valor mais alto de 1,69 $gN_2O$ / $kgCH_4$ queimado (Foley *et al.*, 2008). Pela dimensão relativamente reduzida destas emissões de $N_2O$ associadas à ineficiência da queima de biogás, comparativamente com as outras emissões, considera-se que, enquanto investigações futuras não apontem noutro sentido, elas podem ser ignoradas (CCME, 2009a

### 2.3.7 Utilização de biogás para produção de energia elétrica

A utilização de biogás para produção de energia elétrica é efetuada, normalmente, em instalações de cogeração, com produção simultânea de eletricidade e de calor. No item 2.5.3 deste documento são propostas metodologias e formulações para efetuar o balanço global de energia e de emissões associadas à cogeração.

### 2.3.8 Emissões associadas à desidratação mecânica de lamas

**Caracterização das emissões**

A operação de desidratação de lamas, sendo uma origem de emissões de GEE, associadas essencialmente ao consumo energético dos equipamentos, proporciona contudo uma redução do volume e do peso das lamas a transportar a deposição/valorização, apresentando por isso uma elevada eficiência do ponto de vista da redução das emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais.

As atividades associadas a esta operação dão origem aos seguintes tipos de emissões:

- emissões diretas de $CH_4$ (*scope* 1) associadas a processos anaeróbios que podem ocorrer durante o processo, no caso de os equipamentos e operações não serem confinados em espaço com tratamento de desodorização do ar extraído;

- emissões indiretas (*scope* 2) associadas ao consumo de energia elétrica dos equipamentos de desidratação;

- emissões indiretas (*scope* 3) associadas à utilização de reagentes.

A desidratação mecânica de lamas é realizada, normalmente, em unidades de centrifugação, em filtros banda ou em filtros de prensa. O consumo de energia elétrica associado à desidratação varia em função do equipamento utilizado.

O modelo *BEAM* admite como valores por defeito, na ausência de informação que permita melhores estimativas, consumos de energia de 101,4 kWh/tMS para centrífugas e de 11,3

kWh/tMS para filtros banda, considerando a matéria sólida presente nas lamas à entrada da desidratação (sicidade por defeito de 4%).

No *site* da HUBBER (um fabricante de equipamentos de desidratação de lamas), são sugeridos os consumos energéticos apresentados na Tabela I.2.2 para diferentes tecnologias de desidratação de lamas.

Os consumos de energia elétrica na desidratação não se limitam aos equipamentos de desidratação propriamente ditos, havendo que considerar os consumos associados à elevação de lamas, a montante e a jusante da desidratação, e à preparação e dosagem de reagentes. Considerando sicidades de 4% e 22%, respetivamente a montante e a jusante da desidratação, pressões manométricas de elevação de 5 e 10 $kg/cm^2$ e rendimentos dos grupos específicos de elevação de lamas de 40% e 25%, respetivamente nas lamas a espessar e nas lamas espessadas, o consumo de energia na elevação de lamas pode, na ausência de dados de exploração, ser estimada em 13 kWh/tMS. Considerando os consumos do equipamento de preparação e dosagem de reagente, o consumo global em elevação e reagentes na desidratação pode ser estimado em 15 kWh/tMS.

**Tabela I.2.2 - Consumos energéticos associados a diferentes tecnologias de desidratação de lamas**

| Tecnologia de desidratação | Sicidade alcançável (% MS) | Consumo de energia (kWh/tMS) |
|---|---|---|
| Filtros de banda | 20 – 30 | 10 - 30 |
| Centrífugas | 22 – 33 | 30 - 60 |
| Centrífugas de alto rendimento | 18 – 28 | 20 - 50 |
| Filtro prensa de pratos | 25 – 38 | 25 - 60 |
| Filtro prensa de membrana | 28 – 40 | 30 - 90 |

Fonte: *Site* da HUBBER

As lamas a desidratar são previamente condicionadas com polímero em dosagem a determinar através de ensaios de desidratação, com os equipamentos realmente instalados e com as lamas a tratar, visando o aumento de eficiência em termos do consumo energético, do consumo de reagentes e da sicidade das lamas desidratadas. Na ausência de informação que permita avaliar melhor as dosagens de reagentes, propõe-se a consideração da dosagem de 5 kg de reagente por tonelada de matéria solida a tratar. Este é o valor considerado por defeito no modelo *BEAM* (CCME, 2009b).

Na ausência de informação que permita avaliar a intensidade de emissão da produção de polímero, poderá ser considerado o valor admitido por defeito no modelo *BEAM* e já referido a propósito do espessamento de lamas, de 9 $kgCO_2e/kg$ de polímero produzido.

**Equações e formulações de avaliação de emissões**

Para avaliação das emissões de $CO_2$ associadas ao consumo de energia elétrica comprada para a operação de desidratação poderão ser utilizadas, alternativamente, as seguintes expressões, consoante se tenha informação sobre a energia elétrica consumida, ou sobre a quantidade diária de lamas desidratadas:

$$CO_2e\ (kgCO_2e/m^3) = Iecomp \times Ipe / Va; \qquad (20)$$

$CO_2e$ ($kgCO_2e/m^3$) = lamas desidratadas (kgMS/dia) x consumo desidratação (kWh/kgMS) x I*pe / QmdAR;* (21)

Nos casos em que a alimentação de energias térmica e elétrica à desidratação se encontra integrada numa instalação de cogeração, deverá ser efetuado o balanço energético e de emissões global para a instalação de cogeração, seguindo a metodologia adiante proposta , no item relativo à cogeração.

Para avaliação das emissões incorporadas nos reagentes utilizados no acondicionamento das lamas a desidratar poderá ser utilizada a seguinte expressão:

$CO_2e$ ($kgCO_2e/m^3$) = lamas desidratadas (kgMS/dia) x dosagem (kg/kgMS) x I*pr* / Q*mdAR* (22)

### 2.3.9 Emissões associadas à secagem térmica

**Caracterização das emissões**

A secagem térmica de lamas envolve a utilização de calor para a evaporação da água intersticial presente nas lamas, reduzindo o seu teor em humidade para valores muito inferiores aqueles que se obtêm com métodos de desidratação mecânica convencional. Do ponto de vista da redução de emissões em ETAR, as vantagens da secagem térmica incluem:

- uma redução significativa das emissões no transporte a destino final;

- uma diminuição muito significativa do teor em microrganismos patogénicos e uma maior facilidade de manuseamento, armazenamento e comercialização (a lama seca termicamente pode ser facilmente ensacada e comercializada como fertilizante ou aditivo do solo, podendo ser classificado como biossólido de classe A), potenciando assim a prática da valorização de lamas.

Os secadores são classificados, normalmente, de acordo com o método utilizado na transferência de calor, por convecção (secagem direta) ou por condução (secagem indireta). Nos sistemas de secagem direta, a lama húmida contacta diretamente com o meio de transferência de calor, normalmente gases quentes, provenientes da combustão de fuel, gás natural ou da própria lama seca. Por outro lado, nos sistemas de secagem indireta, existe uma separação física entre a lama húmida e o meio de transferência de calor, usualmente vapor ou outro fluído quente. Neste caso a transferência de calor dá-se por contacto entre a lama e uma superfície aquecida.

À secagem térmica de lamas associam-se normalmente as seguintes emissões:

- emissões diretas de $CO_2$ (*scope* 1) associadas à queima de combustíveis fósseis (normalmente gás natural) para produção do calor necessário à evaporação da água;

- emissões indiretas de $CO_2$ (*scope* 2) associadas ao consumo de energia elétrica dos equipamentos;

Nos processos envolvendo aquecimento das lamas, até temperaturas da ordem dos 340 a 370 ºC, podem ainda ser produzidas emissões de $N_2O$. Contudo, estas são ainda mal conhecidas, necessitando de investigação (CCME, 2009a).

A secagem térmica, pelas temperaturas requeridas (da ordem dos 350 ºC), reúne condições ótimas para se constituir como consumidor de calor em sistemas de cogeração, através da recuperação do calor dos gases de escape dos grupos de geração de energia elétrica.

O modelo *BEAM* admite a consideração, por defeito, no caso de indisponibilidade de informação que permita melhor estimativa, um consumo de energia elétrica na secagem térmica de 214 kWh/tMS (Brown *et al.*, 2010). A energia elétrica é consumida em meios mecânicos, como ventiladores, compressores, elevadores, parafusos e outros meios transportadores, misturadores, grelhas, etc.

Para além da energia elétrica o processo consome o calor necessário à evaporação da água contida nas lamas, normalmente obtido através da utilização de combustíveis fósseis, ou através de cogeração. A evaporação de água requer, teoricamente uma quantidade de calor de 970 BTU por libra de água evaporada. Contudo, tendo em conta o rendimento, o consumo dos secadores varia entre 1400 e 1700 BTU por libra de água evaporada (Sapienza *et al.*, 2004), com um valor médio de 1550, o qual corresponde a 3,6 Megajoules/kg de água evaporada. Em Metcalf & Eddy (2003) é proposto um valor um pouco superior, de 4,5 Gigajoules por tonelada de água a evaporar (valor considerado por defeito no modelo *BEAM*).

Para efeito de avaliação do consumo de gás natural para produzir o calor para a secagem, e permitir assim a estimativa das correspondentes emissões diretas, deverá ser considerado o equivalente energético de 38,7 Megajoules por $m^3$ de gás natural.

**Equações e formulações de avaliação de emissões**

Para avaliação das emissões de $CO_2$ associadas ao consumo de energia elétrica comprada para a operação de secagem térmica poderão ser utilizadas, alternativamente, as seguintes expressões, consoante se tenha informação sobre a energia elétrica consumida, ou sobre a quantidade diária de lamas secas:

$CO_2e\ (kgCO_2e/m^3) = I_{ecomp} \times I_{pe} / V_a$; (23)

$CO_2e\ (kgCO_2e/m^3)$ = lamas secas (kgMS/dia) x consumo secagem térmica (kWh/kgMS) x $I_{pe} / Q_{mdAR}$ (24)

As emissões associadas à queima de gás natural para secagem das lamas (ou de outro combustível fóssil) podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão:

$CO_2e\ (kgCO_2e/m^3)$ = consumo de gás natural ($m^3$/dia) x fator de emissão da queima (kg $CO_2e/m^3$) / $Q_{mdAR}$ (25)

O fator de emissão, no caso de queima de gás natural, é de 1,89 $kgCO_2e/m^3$. Adiante são propostos fatores de emissão para a queima de outros combustíveis fósseis.

Nos casos em que a alimentação de energias térmica e elétrica à secagem térmica se encontra integrada numa instalação de cogeração, deverá ser efetuado o balanço energético e de emissões global para a instalação de cogeração, seguindo a metodologia adiante proposta no item relativo à cogeração.

### 2.3.10 Emissões associadas à estabilização química de lamas com cal

**Caracterização geral das emissões**

A calagem de lamas de depuração, visando essencialmente a eliminação de microrganismos patogénicos e a estabilização, gera as seguintes emissões:

- emissões diretas de $CO_2$ (*scope* 1), associadas à eventual queima de combustíveis fósseis para aquecimento de lamas, no caso de pasteurização (calagem avançada);

- emissões indiretas de $CO_2$ (*scope* 2), associadas à energia elétrica consumida pelos equipamentos intrínsecos da operação (parafusos doseadores, transportadores, etc) e pelo eventual equipamento de aquecimento no caso de pasteurização (calagem avançada);

- emissões indiretas de $CO_2$ (*scope* 3) incorporadas na cal consumida, se a cal utilizada tiver sido produzida para este fim, isto é, não for utilizado um agente alcalinizante obtido por reciclagem (Murray *et al.*, 2008).

No caso de as lamas serem objeto de valorização agrícola ou florestal, a aplicação nos solos da cal contida nas lamas provoca emissões de $CO_2$, que o IPCC (2006e) estima em 0,12 tC/t de cal. A avaliação destas emissões é tratada no item relativo ao balanço de emissões da valorização agrícola e florestal de lamas.

O consumo de energia elétrica associada à calagem avançada (biossólidos da classe A), na opção que contempla a manutenção da temperatura da mistura de lamas com cal em cerca de 55 ºC durante 12 horas, rondará o valor de 208 kWh/tMS (Duarte *et al.*, 2005). O modelo *BEAM* propõe um valor por defeito, a considerar na falta de informação que permita melhor avaliação, de 218,2 kWh/tMS (CCME, 2009b).

No caso da calagem convencional, na falta de elementos específicos dos equipamentos que permitam estimar os consumos reais, poderá ser adotado o consumo específico, proposto como valor por defeito no modelo *BEAM*, de 4,9 kWh/tMS.

Um estudo realizado em 2005 e 2006 pela Entec*,* sobre a indústria da cal no Reino Unido, concluiu que a intensidade carbónica média nesta indústria era de 0,913 $tCO_2e$/t de cal produzida (ENTEC, 2006). O modelo *BEAM* propõe a consideração, por defeito, uma intensidade carbónica da produção da cal utilizada na estabilização química de 0,9 $tCO_2e$/t de cal utilizada. No caso de a cal ou outro agente alcalinizante ser proveniente de reciclagem, este débito do *scope* 3 não será considerado.

Para avaliação do consumo de cal, o modelo *BEAM* propõe, em casos em que não sejam conhecidos os valores reais, valores de dosagem por defeito de 0,3 e 0,2 tCal/tMS, para obtenção de biossólidos das classes A e B, respetivamente.

No caso de os biossólidos tratados com agente alcalinizante reciclado serem valorizados na agricultura, em terrenos necessitando de correção do pH, o alcalinizante aplicado nas lamas dispensará a utilização, pelo agricultor, de agentes corretivos, havendo então lugar à consideração de um crédito correspondente às emissões associadas à produção e transporte desses corretivos que foram poupados. Este crédito poderá ser contabilizado ou neste item da estabilização química ou no item do balanço de emissões da valorização agrícola e florestal, e não deverá ser considerado simultaneamente nos dois itens.

**Equações e formulações de avaliação de emissões**

Para avaliação das emissões de $CO_2$ associadas ao consumo de energia elétrica comprada consumida na estabilização química poderão ser utilizadas, alternativamente, as seguintes expressões consoante se tenha informação sobre a energia elétrica consumida, ou sobre a quantidade diária de lamas estabilizadas:

$CO_2e$ (kg/m$^3$) = I*ecomp* x I*pe* / V*a;* (26)

$CO_2e$ (kg/m$^3$) = lamas estabilizadas (kgMS/dia) x consumo estabilização (kWh/kgMS) x I*pe /* Q*mdAR* (27)

As emissões associadas à produção dos reagentes alcalinizantes utilizados serão nulas se estes reagentes forem provenientes de reciclagem. No caso de estes reagentes serem produzidos, as suas emissões incorporadas poderão ser avaliadas com base na utilização de da seguinte expressão:

$CO_2e$ (kg/m$^3$) = lamas estabilizadas (kgMS/dia) x dosagem de cal (kg/kgMS) x I*pc* / Q*mdAR* (28)

As emissões associadas à queima de combustíveis fósseis para aquecimento das lamas a estabilizar (calagem avançada) podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão:

$CO_2e$ (kg/m$^3$) = consumo de gás natural (m$^3$/dia) x fator de emissão da queima (kg$CO_2$e/m$^3$) / Q*mdAR* (29)

O fator de emissão, no caso de queima de gás natural, é de 1,89 kg$CO_2$e/m$^3$. Adiante são propostos fatores de emissão para a queima de outros combustíveis fósseis.

### 2.3.11 Emissões associadas à compostagem

#### 2.3.11.1 Caracterização geral das emissões

A compostagem de lamas de depuração é efetuada, normalmente, em conjunto com outros resíduos que constituem o material de suporte necessário para a compostagem. Sob o ponto de vista dos fatores que condicionam as emissões de GEE, interessa classificar as soluções técnicas alternativas para este tratamento em reatores abertos (pilhas estáticas arejadas, pilhas estáticas não arejadas e pilhas remexidas) e em reatores fechados. A solução em reator aberto pode ser instalada ao ar livre ou ser confinada em edifício ventilado e desodorizado.

As emissões de GEE associadas à operação de compostagem tem as seguintes origens potenciais:

- emissões diretas de $CO_2$ (*scope* 1), associadas à utilização de combustíveis fósseis (equipamento para revolvimento de pilhas e equipamento de aquecimento);

- emissões indiretas de $CO_2$ (*scope* 2), associadas à utilização de energia elétrica comprada;

- emissões indiretas de $CO_2$ (*scope* 3), associadas à utilização de matéria de suporte com características compatíveis com sua a combustão e valorização energética (esta utilização impede essa valorização);

- emissões diretas de $CH_4$ (*scope* 1), decorrentes da formação deste gás em bolsas de anaerobiose potencialmente ocorrentes no interior das massas de materiais em compostagem (e não oxidado totalmente nas camadas aeróbias superiores destas massas, ou nos processos de desodorização no caso de a compostagem ser confinada em edifício fechado e desodorizado);

- emissões diretas de $N_2O$ (*scope* 1), quer no processo de compostagem, quer nos processos de desodorização no caso de esta ser efetuada em filtros biológicos e com elevadas concentrações de amónia no ar a desodorizar (Amlinger *et al.*, 2008, citados em CCME, 2009).

À prática da compostagem, e à sequente aplicação agrícola ou florestal do composto, associam-se os seguintes créditos de emissões:

- poupança de emissões correspondente ao fabrico industrial dos fertilizantes obtidos com a compostagem;

- aumento do sequestro de carbono proporcionado pela aplicação dos fertilizantes obtidos na compostagem.

- utilização do composto enquanto estruturante do solo, permitindo o aumento da sua capacidade de retenção de água, reduzindo a necessidade de regas com poupança de água e de energia (Brown *et al.*, 2008).

Não foram encontradas referências a critérios para estimação do último crédito de emissões referido.

#### 2.3.11.2 Emissões de $CO_2$

**Utilização de combustíveis fósseis. Trituração dos resíduos e revolvimentos**

Para obtenção de um composto de classe A, ou livre de microrganismos patogénicos, em compostagem em pilhas revolvidas, são requeridos cinco revolvimentos, com 72 horas entre revolvimentos e mantendo a temperatura em 55 ºC (USEPA, 2002). O equipamento necessário para efetuar este revolvimento terá um consumo estimado em 5,9 litros de fuel por cada tonelada de composto, em matéria seca (Brown *et al.*, 2008). Em Smith *et al.* (2001) é proposto um valor de 5 litros de fuel por tonelada de resíduos processados, em matéria seca.

Em pilhas estáticas não é efetuado o revolvimento, pelo que o consumo de fuel do equipamento é inferior, estimado em 2,5 litros de fuel por tonelada de resíduos processados, em matéria seca (Brown *et al.*, 2008).

Em adicional aos valores indicados existirá ainda um consumo de fuel associado à trituração dos resíduos (essencialmente do material de suporte), estimado em 3,5 litros de fuel por tonelada de resíduos, em matéria seca (Brown *et al.*, 2008).

Em compostagem em reator fechado, os consumos de fuel serão apenas os correspondentes à trituração e à movimentação das pilhas de cura do composto, podendo estimar-se em 3,5 litros de fuel por tonelada de resíduos, em matéria seca.

Em Beecher (2008) é apresentado um estudo de avaliação das emissões associadas à remodelação da instalação de compostagem de Merrimack NH, sendo avaliadas duas alternativas: a remodelação da atual instalação de compostagem; e a opção pela condução das

lamas desidratadas a aterro, dispensando a compostagem. As contas da energia em 2007 revelaram os seguintes rácios:

- consumo de fuel no revolvimento e processamento dos resíduos – 4L/tMS;
- consumo de energia elétrica no arejamento e na desodorização em biofiltros – 215 kWh/tMS.

Aquele estudo concluiu que as estimativas dos consumos de energia elétrica associados à opção de continuar com a compostagem serão da ordem do dobro ao triplo das associadas à opção aterro, mas as estimativas das emissões da opção compostagem serão da ordem de um terço das correspondentes à opção aterro. Isto devido fundamentalmente às elevadas emissões de $CH_4$ associadas à deposição de lamas desidratadas no aterro.

**Emissões indiretas de $CO_2$ (*scope* 2). Consumo de energia elétrica no arejamento.**

O consumo de energia elétrica da compostagem depende muito do processo utilizado, sendo mínimo em pilhas revolvidas (o revolvimento garante, em algumas instalações, o arejamento necessário) e máximo no caso de obtenção de resíduo de classe A em reatores fechados.

Em Wannholt (1998) são analisados os resultados de um inquérito, realizado na Holanda, sobre um conjunto de 16 instalações de compostagem em reator fechado, os quais apontaram para um consumo total (incluindo arejamento e desodorização) médio de energia das 16 instalações de 40 kWh equiv./tonelada de composto obtido. Estas instalações não satisfaziam os requisitos da regulamentação ABPR, a qual exige a trituração de resíduos (partículas de dimensão inferior a 12 mm) e um estágio de uma hora a uma temperatura de 70º C. Assim, no caso de instalações contemplando estes estágios de tratamento, haverá que estimar os correspondentes consumos energéticos.

Em Brown *et al.* (2008) é proposto, com base numa comunicação de um representante de uma empresa detentora de uma tecnologia em reator fechado, a consideração de um consumo de energia elétrica no arejamento de 90 kWh/tMS. Considerando que a percentagem de humidade do composto rondará o valor médio de 60%, aquele valor corresponderá a cerca de 54 kWh/tMT.

No modelo *BEAM* é adotado o valor médio de 291 kWh/tMS para estimativa de consumo energético no arejamento e aquecimento de reatores fechados (obtenção de biossólidos classe A).

Em relação ao arejamento de pilhas estáticas, o mesmo modelo referido no parágrafo anterior adota um consumo específico de energia elétrica de 180 kWh/tMS, um pouco inferior ao valor de 215 kWh/tMS referido em Beecher (2008). Esta diferença resultará do facto de este último valor incluir os consumos na desodorização.

**Emissões indiretas de $CO_2$ (*scope* 3)**

As emissões indiretas (*scope* 3) associadas ao desvio de biomassa combustível para material de suporte da compostagem não são normalmente quantificadas. Contudo, se se pretender

considerar este débito, poderá ser considerada uma poupança de 0,425 t$CO_2$e por cada tonelada de madeira queimada em substituição de combustíveis fósseis convencionais (Kristin e Raymer, 2006, citados em CCME, 2009). Esta poupança será considerada como débito, uma vez que a sua utilização na compostagem inviabiliza o seu aproveitamento como biomassa combustível.

#### 2.3.11.3 Emissões fugitivas de $CH_4$ e $N_2O$

As emissões de $CH_4$ em instalações de compostagem variam, consoante a técnica de compostagem e o rigor do controlo do processo, entre um mínimo abaixo do limite detetável e um máximo que ronda o valor de 2,5% do carbono presente no início do processo. A produção potencial de $CH_4$ é máxima na fase inicial do processo, em que o consumo de oxigénio é máximo, o que combinado com o assentamento do material pode conduzir à ocorrência de microbolsas de anaerobiose. A emissão é máxima na altura do revolvimento das pilhas. À medida que se vai dando a degradação da matéria orgânica, o potencial de formação de $CH_4$ vai decrescendo (Brown *et al.*, 2008).

Parte significativa do $CH_4$ formado no interior da massa em compostagem é oxidada nas camadas superiores, onde existirá uma forte comunidade de microrganismos aeróbios (metanotróficos), sendo transformado em $CO_2$ (de origem biogénica).

A ocorrência de fenómenos de desnitrificação no interior da massa em compostagem pode conduzir à formação e emissão de $N_2O$, que podem atingir valores máximos observados de 4,6% do azoto total existente. Estas emissões podem ocorrer logo nas fases iniciais do processo de compostagem, mas podem ocorrer também nas fases de cura, armazenamento e utilização final (CCME, 2009a).

Na Tabela I. 2.3 são apresentados os resultados de estudos efetuados sobre diferentes instalações de compostagem com diferentes tecnologias, referenciados em Brown *et al.* (2008) e em CCME (2009). Para além da matéria que foi compostada e dos processos de compostagem utilizados, são indicados alguns parâmetros de funcionamento, como a relação C/N e a humidade, e são indicados também os valores das medições efetuadas sobre as emissões de $CH_4$ e de $N_2O$ verificadas. Na referência Brown *et al.* (2008) é apresentada uma descrição sumária das condições de funcionamento de cada instalação, a qual, complementando a informação apresentada na Tabela I. 2.3, pode ser interessante para a extrapolação dos resultados à estimação das emissões de outras instalações de compostagem ou para a previsão de emissões de uma instalação de compostagem projetada.

A ocorrência de processos de anaerobiose e de desnitrificação durante a fase de armazenamento, antes da compostagem (altura em que as emissões podem ser mais críticas dado não se estar a promover o arejamento), pode ser controlada através do controle dos parâmetros temperatura, humidade e relação C/N. A prática mais adequada para este controlo será a utilização de uma fonte externa de carbono, normalmente mais seca, para controlar simultaneamente a relação C/N e a humidade e, ou incorporando material compostado no material a compostar (Brown *et al.*, 2008).

**Tabela I. 2.3 – Resultados de investigação sobre emissões de $CH_4$ e $N_2O$ em instalações de compostagem**

| Referência | Material a compostar | Processo de compostagem | % de humidade | Relação C/N | Perda de $CH_4$ | Perda de $N_2O$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| (Brown *et al.*, 2008, citando Hao *et al.*, 2004) | Estrume de bovino + palha | Pilhas revolvidas | 60% | 16,1 | 8,92 kgC/t estrume 2,5% do C inicial | 0,077 kgN/t estrume 0,38% do N inicial |
| | Estrume de bovino + aparas madeira | Pilhas revolvidas | 60% | 30,1 | 8,93 kgN/t estrume 1,9% do C inicial | 0,084 kgN/t estrume 0,6% do N inicial |
| (Brown *et al.*, 2008, citando Hao *et al.*, 2001) | Estrume de vaca e palha | Pilhas estáticas | 70% | 19,3 | 6,3Kg $CH_4$-C/t estrume | 0,11 kgN2O-N/t estrume |
| | | Pilhas revolvidas | 70 % | 19,3 | 8,1Kg $CH_4$-C/t estrume | 0,19 kgN2O-N/t estrume |
| (Brown *et al.*, 2008, citando He *et al.*, 2001) | Estrume de alimentos | Pilhas estáticas arejadas | 65 % | – | Não medido | 4 mL/$m^3$ em 60 dias |
| (Brown *et al.*, 2008, citando Fukumoto *et al.*, 2003) | Estrume de porco + serradura | Pilhas estáticas | 68 % | - | 1,9 kg/t MO 0,5 % do C inicial | 46,5 kgN/t N 4,6% do N inicial |
| (Brown *et al.*, 2008, citando Beck – Friis *et al.*, 2001) | Estrume de alimentos | Pilhas estáticas arejadas | 65 % | 22 | Não medido | < 0,7% do N inicial |
| (Brown *et al.*, 2008, citando Hellebrand and Kalk, 2001) | Estrume de porco e vaca+ palha | Pilhas revolvidas | - | - | 1,3 kg/$m^2$ | 12,8 g/$m^2$ |
| (Brown *et al.*, 2008, citando Sommer and Moller, 2000) | Estrume de porco, palha | Pilhas estáticas | 76% | 12,8 a 16,3 | 191,6 gC 0,2% do C inicial | 58,6g N 0,8% do N inicial |
| (CCME, 2009 citando Hellman *et al.*, 1997) | Esgoto de currais + RSU | Pilhas revolvidas | 60% | 26,1 | 252 gC-$CH_4$ | 54 g N-$N_2O$ |
| (CCME, 2009 citando Czepiel *et al.*, 1996) | Biossólidos + serradura | Pilhas estáticas arejadas | 75% | - | Não medido | 0, 5 $N_2O$/t resíduos MS (1,3% do N inicial) |
| | Estrume + forragem | Pilhas revolvidas | Não reportado | - | Não medido | 0,125 $N_2O$/t resíduos MS |
| (CCME, 2009 citando Kuroda *et al.*, 1996) | Estrume de porco + cartão | Pilhas revolvidas | 65% | - | Negligenciável | 0,1% do N inicial |

#### 2.3.11.4 Créditos de emissões associadas à reciclagem de nutrientes, à melhoria da estrutura do solo e ao sequestro de carbono

Em função das conclusões da análise de um vasto conjunto de estudos referenciados conclui-se, em Smith *et al.* (2001), que um composto pode substituir uma parte do azoto mineral que de outra maneira teria de ser fornecido a partir de fertilizantes inorgânicos. Contudo será improvável, de acordo com a mesma fonte, que a procura de fertilizantes inorgânicos seja substituída, a curto prazo, pela procura de fertilizantes orgânicos, dadas as práticas agrícolas enraizadas.

Por outro lado o azoto presente no composto não está imediatamente disponível na sua totalidade, necessitando de uma prévia mineralização para poder ser utilizado pelas culturas, pelo que, no primeiro ano de aplicação só poderá substituir cerca de um terço das necessidades de azoto. Os agricultores estão habituados a aplicar os fertilizantes nos momentos em que as plantas deles mais necessitam, prática que não de coaduna com este atraso da disponibilidades de azoto do composto e que deverá ser ajustada quando se utilizam fertilizantes orgânicos.

Em Smith *et al.* (2001), são referenciados vários estudos cuja conclusões são condicentes relativamente às vantagens da utilização do composto e dos fertilizantes orgânicos, reconhecendo-se a necessidade de melhorar os níveis de informação e formação dos agricultores relativamente à utilização do composto, o qual tem sido reconhecido mais como elemento estruturante dos solos e menos como fertilizante.

A utilização do composto obtido a partir da compostagem de biossólidos, com a valorização quer da sua capacidade estruturante dos solos, quer das suas características fertilizantes, traduz-se num crédito de emissões equivalente às emissões que seriam provocadas pelo fabrico industrial dos fertilizantes inorgânicos que a utilização do composto permitiu poupar. Para avaliar este crédito torna-se necessário, num primeiro passo, conhecer as propriedades fertilizantes do composto e, num segundo passo, avaliar as intensidades de emissão associadas à produção dos fertilizantes inorgânicos que a utilização do composto permitiu poupar.

Na referência  Smith *et al.* (2001) é apresentada uma comparação entre as concentrações de nutrientes presentes num composto obtido a partir da compostagem de biossólidos com as médias das concentrações de diferentes compostos de outras origens. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela I. 2.4.

As intensidades de emissão associadas à produção industrial de fertilizantes sintéticos encontram-se abordadas adiante, no item relativo à valorização agrícola e florestal de lamas.

Para estimar os créditos associados à utilização de compostos, a *Recicled Organics Unit* (ROU) estudou dois tipos de utilizações para o composto: um como condicionador de solos de algodão, com uma aplicação a taxas de 25 a 50 toneladas de composto por ha, em solos com uma elevada salinidade; outro como estrume para vinha, com uma aplicação de 75 toneladas por ha a cada três anos (ROU, 2007).

Os parâmetros que foram considerados como indicadores de benefícios potenciais foram o aumento de carbono no solo, a redução da necessidade de água de rega, o valor fertilizante, a redução da necessidade de pesticidas e a influência na redução da salinidade. O composto utilizado, satisfazendo as regras e regulamentos em vigor na Austrália para estrumes e condicionadores, apresentava teores em azoto variando entre 1 e 2%, com um conteúdo em

**Tabela I. 2.4 – Valor fertilizante do composto**

| Origem do composto | Nutrientes (kg/t de composto em matéria total) | | | |
|---|---|---|---|---|
| | carbono orgânico | Azoto | Fósforo | Potássio |
| Lamas desidratadas + palha de trigo | 88 | 16,1 | 0,7 | 0,6 |
| Médias da compostagem de diferentes produtos | 180 | 6,2 | 2,0 | 4,5 |

Fonte: (Smith *et al.*, 2001)

matéria orgânica variando entre 55% e 75%. Os resultados positivos obtidos, que se podem traduzir em créditos, podem ser consultados na Tabela 3 da referência (ROU, 2007), sendo os mais importantes os seguintes, obtidos nos solos ocupados com a cultura do algodão:

- aumento da capacidade de retenção de água dos solos de 2,4 a 3% na camada superficial de 15 cm, de que resultou uma economia de água de rega de 130 a 160 $m^3$/ha por estação;
- poupança de 34 a 68 kg de N, 29 a 57 kg de P e 24 a 48 kg de K por ha, durante o primeiro ano de aplicação;
- sequestro de 2,9 a 5,9 toneladas de carbono por hectare, ao fim de 10 anos.

No caso da aplicação em vinhas, as conclusões são semelhantes, com poupanças de água de 950 $m^3$ por ha. O sequestro de carbono no solo foi estimado em 11,56 toneladas de carbono ao fim de 10 anos.

Em Brown *et al.* (2008), são efetuadas outras referências a resultados de estudos semelhantes cujas conclusões apontam para vantagens claras da utilização do composto, embora com resultados que apresentam alguma variabilidade. Esta variabilidade enfatiza a importância de uma análise caso a caso, quando se pretendem avaliar os benefícios da utilização de um composto, uma vez que os resultados que se alcançam, em termos da avaliação (créditos de emissão), podem variar em função das utilizações e aplicações do composto.

#### 2.3.11.5 Equações e formulações de avaliação de emissões

**Emissões de $CO_2$ diretas (consumo de combustíveis fósseis) e indiretas (*scope* 2)**

As emissões associadas à queima de combustíveis fósseis (trituração, movimentações, revolvimentos, aplicação no solo) poderão ser avaliadas através da aplicação de uma das seguintes expressões:

$CO_2e$ (kg/m$^3$) = consumo diário de fuel (L/dia) x intensidade de emissão do fuel (kg $CO_2e$/L) / Q*mdAR*; (30)

ou

$CO_2e$ (kg/m$^3$) = lamas compostadas (kgMS/dia) x consumo de fuel (L/kgMS) x intensidade de emissão do fuel (kg$CO_2e$/L)/Q*mdAR* (31)

Na estimativa dos consumos de fuel poderão usar-se os seguintes indicadores:

- consumo em pilhas estáticas arejadas - 2,5 L/tMS (Brown *et al.*, 2008);
- consumos em pilhas revolvidas – 5 L/tMS (Smith *et al.*, 2001) ;
- consumo na trituração – 3,3 L/tMS (Brown *et al.*, 2008).

As emissões de $CO_2$ associadas ao consumo de energia elétrica comprada consumida na compostagem (*scope* 2) podem ser avaliadas através das seguintes expressões alternativas, consoante se tenha informação sobre a energia elétrica consumida, ou sobre a quantidade diária de lamas compostadas:

$CO_2e$ (kg/m$^3$) = I*ecomp* x I*pe* / V*a;* (32)

$CO_2e$ (kg/m$^3$) = lamas compostadas (kgMS/dia) x consumo compostagem (kWh/kgMS) x I*pe / Q*mdAR*.* (33)

**Emissões de $CH_4$ associadas a bolsas de anaerobiose na compostagem**

Se a compostagem for efetuada em espaço confinado e desodorizado, as emissões de $CH_4$ poderão ser consideradas nulas. No caso de os gases da compostagem serem lançados para a atmosfera, mas a concentração de sólidos na matéria a compostar ser superior a 55%, as emissões de $CH_4$ poderão ser consideradas negligenciáveis.

Se aquela concentração for inferior a 55%, as emissões de $CH_4$ podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009):

$CH_4$ (kg$CO_2e$/m$^3$) = lamas compostadas (kgMS/dia) x teor de C orgânico nas lamas(%) x emissões de $CH_4$ (% do C presente inicialmente nas lamas) x 1,3 x 25 / Q*mdAR* (34)

assumindo que (CCME, 2009a

- o carbono representa 56% dos sólidos voláteis presentes nas lamas a compostar e que estes representam 51% dos sólidos totais, no caso de lamas digeridas, ou 70%, no caso de lamas não digeridas;
- as emissões de $CH_4$ podem ser estimadas em 2,5% do carbono inicialmente existente nas lamas (Brown *et al.*, 2008);
- 1,3 é o fator de conversão de C para $CH_4$ (18/14);
- 25 é a relação entre os potenciais de aquecimento global do $CH_4$ e do $CO_2$.

**Emissões de $N_2O$ associadas aos processos biológicos na compostagem**

Se a relação C/N for superior a 30, as emissões de $N_2O$ podem ser consideradas negligenciáveis. Se a relação C/N <30, mas a concentração de sólidos no material a compostar for superior a 55%, as emissões de $N_2O$ podem ainda ser consideradas negligenciáveis. Se C/N < 30 e a concentração de sólidos no material a compostar for inferior a 55%, as emissões

de $N_2O$ podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009):

$NO_2$ ($kgCO_2e/m^3$) = lamas compostadas (kgMS/dia) x teor inicial de N nas lamas compostadas (%) x emissões de $N_2O$ para baixa relação C/N (% do N presente inicialmente nas lamas) x 1,57 x 298 / Q*mdAR* (35)

assumindo que (CCME, 2009a):

- se não existirem dados analíticos, o teor inicial de azoto das lamas compostadas pode ser estimado em 4%;

- as emissões de $N_2O$ para baixa relação C/N podem ser estimadas em 1,5% do azoto inicialmente existente nas lamas (Brown *et al.*, 2008);

- 1,57 é o fator de conversão de N em $N_2O$ (22/14);

- 298 é a relação entre os potenciais de aquecimento global do $CH_4$ e do $CO_2$.

**Emissões de $N_2O$ associadas à aplicação do composto no solo**

Se o composto é utilizado em substituição de fertilizantes sintéticos, as emissões de $N_2O$ podem ser consideradas nulas, uma vez que as emissões associadas à utilização do composto serão iguais, ou inferiores, às que resultariam da utilização do equivalente em fertilizantes sintéticos (CCME, 2009a).

Se o composto não é utilizado em substituição de fertilizantes sintéticos, as emissões de $N_2O$ podem ser avaliadas através da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009):

$NO_2$ ($kgCO_2e/m^3$) = lamas compostadas aplicada no solo (kgMS/dia) x teor de N nas lamas compostadas (%) x [emissões de $N_2O$ para solos grosseiros (% do N inicial nas lamas compostadas) x área de solos grosseiros (% do total) + emissões de $N_2O$ para solos finos (% do N inicial nas lamas compostadas) x área de solos finos (% do total)] / 100 x 1,57 x 298 / Q*mdAR* (36)

assumindo que:

- o teor de azoto nas lamas compostadas pode ser estimado em 4%, como já atrás referido;

- as emissões de $N_2O$ podem ser estimadas em 0,5% e 2,3% do N inicialmente presente nas lamas, para solos de texturas grosseira e fina, respetivamente.

**Créditos de emissões**

**Créditos associados ao aumento do sequestro de $CO_2$ no solo**

O crédito de emissões correspondente ao aumento do sequestro de $CO_2$ no solo proporcionado pela aplicação dos fertilizantes obtidos na compostagem pode ser avaliado através da utilização da seguinte expressão:

$CO_2e$ sequest ($kgCO_2$ $e/m^3$) = lamas compostadas aplicadas no solo (kgMS/dia) x taxa de sequestro de carbono ($kgCO_2e$/kg MS) / Q*mdAR;* (37)

assumindo uma taxa de sequestro de carbono de 0,25 $kgCO_2e$/kgMS (CCME, 2009a).

**Crédito associado à poupança de fertilizantes**

Se o composto substitui fertilizantes sintéticos de N, o crédito de emissões poderá ser avaliado através da aplicação da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009):

Crédito de $CO_2$e (kg$CO_2$e/$m^3$) = lamas compostadas (kgMS/dia) x teor de N nas lamas compostadas (%) x intensidade de emissão da produção de fertilizante N (kg$CO_2$e/kg N) / (Q*mdAR*); (38)

assumindo uma concentração de N nas lamas compostadas de 4% e uma intensidade de emissão da produção de fertilizante N de 4 kg$CO_2$e/kgN, se não se dispuser de informação que permita estimar outros valores.

Se o composto substitui fertilizantes sintéticos de P, o crédito de emissões poderá ser avaliado através da aplicação da seguinte expressão:

Crédito de $CO_2$e (kg$CO_2$e/$m^3$) = lamas compostadas (kgMS/dia) x teor de P nas lamas compostadas (%) x intensidade de emissão da produção de fertilizante P (kg$CO_2$e/kg P) / (Q*mdAR*); (39)

assumindo, na falta de melhor informação, uma concentração de P nas lamas compostadas de 1,5% e uma intensidade de emissão da produção de fertilizantes de P de 1,9 kg$CO_2$e/kg P.

### 2.3.12 Emissões associadas à deposição em aterro de lamas e outros subprodutos do tratamento de águas residuais

#### 2.3.12.1 Descrição geral

À deposição de lamas de depuração em aterro associam-se as seguintes emissões:

- emissões diretas de $CO_2$ (*scope* 1) associadas ao funcionamento do equipamento (maquinaria) de espalhamento, condicionamento, compactação e cobertura dos resíduos no aterro;

- emissões diretas de $CH_4$ (*scope* 1) devidas à produção de biogás (não queimado ou valorizado) associada aos processos anaeróbios de oxidação da matéria orgânica presente nas lamas (mesmo quando existe, o sistema de coleta de gás nos aterros não é eficiente a 100%);

- emissões diretas de $N_2O$ (*scope* 1), especialmente quando os biossólidos são utilizados na camada de cobertura dos resíduos no aterro, associadas a processos bioquímicos de nitrificação/desnitrificação.

A deposição de biossólidos em aterro poderá originar um crédito de emissões de $CO_2$ (*scope* 2) se o biogás produzido no aterro for aproveitado para produção de energia elétrica. Poderá, ainda, ser considerado um crédito correspondente ao aumento da captura de $CO_2$ pelo aterro, na quota-parte atribuível à deposição das lamas de depuração.

A queima de metano produz emissões de $CO_2$ que, dada a sua origem biogénica, não serão contabilizadas.

#### 2.3.12.2 Emissões diretas de dióxido de carbono

As emissões de $CO_2$ associadas à maquinaria necessária para espalhamento, condicionamento, compactação e cobertura dos resíduos no aterro afiguram-se muito pouco significativas, uma vez que os biossólidos recebidos no aterro são, normalmente, uma fração muito reduzida do total de resíduos colocado no aterro. Invocando esta razão, propõe-se, em CCME (2009), que estas emissões sejam consideradas negligenciáveis e sejam ignoradas.

#### 2.3.12.3 Emissões diretas de metano

À aplicação de biossólidos em aterros, no corpo do aterro, nas camadas de cobertura diárias ou na cobertura final, associam-se emissões de metano significativas (CCME, 2009a).

A quantidade de metano formado no interior de um aterro varia em função da quantidade de sólidos voláteis remanescentes no material conduzido ao aterro. O teor de sólidos voláteis presentes nos biossólidos depende essencialmente dos tratamentos a que esses biossólidos foram submetidos, previamente ao seu lançamento no aterro. Para materiais submetidos a tratamento primário, os teores em sólidos voláteis são elevados e o potencial de formação de metano é também elevado. Para materiais submetidos a digestão com tempo de residência superior a 20 dias, os teores de voláteis serão baixos, o mesmo acontecendo com o potencial de formação de metano.

Para estimar as taxas de produção de metano em aterros, pode ser considerada uma taxa de decaimento da matéria volátil de primeira ordem, propondo o IPCC uma constante de decaimento anual, para climas tropicais, de 0,4.

No protocolo do CDM é proposta uma expressão para a estimativa das emissões de metano em aterro, para contabilização dos créditos associados a projetos destinados à redução de resíduos lançados em aterros (expressão (1) na referência UNFCCC/CCNUCC (2008)). A aplicação desta expressão, efetuada em CCME (2009), assumindo um conteúdo de 50% de $CH_4$ no biogás produzido nos aterros e uma duração de três anos do período inicial, permitiu estimar que uma tonelada de biossólidos (em MS) lançada em aterro produzirá 0,067 toneladas de $CH_4$, ou seja de 1,675 toneladas de $CO_2$e. Este valor poderá estar subavaliado, se a duração de três anos considerada para o período inicial de três anos de duração, até à implementação do sistema de drenagem e coleta do biogás no aterro, estiver subavaliada.

**Coleta de metano em aterros**

O IPCC considera, por defeito na ausência de melhor informação, um rendimento de captura de metano em aterros de 40-50%. A USEPA considera, no modelo *WARM - Waste Reduction Model*, uma eficiência de captura de 75%. Esta eficiência depende muito das práticas adotadas, com importância determinante para o tempo decorrido entre a deposição e a implementação da captura de gás (CCME, 2009a).

Após a colocação dos resíduos no aterro, a produção de gás tem início após um período de semanas ou meses. O pico da produção de gás verifica-se normalmente nos primeiro e segundo anos após a deposição, declinando em seguida (USEPA, citado em CCME, 2009).

O método mais rigoroso para avaliar a eficiência da coleta de gás em aterros seria através de medição. Contudo, embora a medição do gás coletado seja simples e viável, a medição das emissões fugitivas é mais difícil (CCME, 2009a).

Em Spokas *et al.* (2005) são referidos os resultados de um estudo de balanço de metano realizado em nove células individuais em três aterros em França. A eficiência da coleta de gás foi avaliada pelo rácio entre a quantidade de gás coletado e uma avaliação teórica da quantidade de gás produzido. Os resultados obtidos foram essencialmente os seguintes:

- nas coberturas temporárias durante a fase de exploração do aterro:
  - eficiências ligeiramente acima de 50% no verão;
  - eficiências acima de 90% no Inverno;
- nas camadas de cobertura final, nas células seladas, com camadas coberturas de natureza argilosa, as eficiências situavam-se uniformemente acima de 90%.

A *Solid Waste Industry for Climate Solutions* (SWICS) desenvolveu uma intensa pesquisa bibliográfica sobre tecnologias e eficiências de coleta de metano em aterros, com o objetivo principal de evitar a utilização de valores por defeito e, assim, permitir a elaboração de estimativas mais credíveis das emissões associadas a aterros. Os valores de eficiências de coleta encontrados na pesquisa efetuada foram assim sistematizados (SWICS, 2008):

- 50-70% em aterros, ou partes de aterro, que estejam permanentemente sob camada de cobertura diária e que tenham instalado um sistema ativo de coleta de gás;
- 54-95% em aterros ou partes de aterro que contenham camadas intermédias de cobertura e um sistema ativo de coleta de gás;
- 90-99% em aterros selados com uma camada de cobertura de solos de características adequadas ou com uma geomembrana e equipados com sistema ativo de coleta de gás.

**Utilização de biossólidos na camada de cobertura do aterro**

Em Bogner *et al.* (2011) são referidos os resultados de um estudo, desenvolvido sobre dois aterros na Califórnia, que constou da avaliação da variação sazonal das emissões de $CH_4$, $CO_2$, e $N_2O$ em aterros sem camada de cobertura, com camada de cobertura diária, com camada de cobertura intermédia e com cobertura final.

As emissões médias em resíduos não cobertos foram as seguintes (valores em g $m^{-2}dia^{-1}$): $CH_4$: 0,053 [+/-0,03]; $CO_2$: 135 [+/- 117]; $N_2O$: 0,063 [+/- 0,059].

As emissões, considerando todos os tipos de camadas de cobertura e as estações húmida e seca, variaram em quatro ordens de grandeza, entre 0,01 e 100 g $m^{-2}dia^{-1}$. Na maioria dos tipos de coberturas, incluindo a cobertura final, verificaram-se médias inferiores a 0,01g$m^{-2}dia^{-1}$, verificando-se, em 10 a 40% da área dos aterros, emissões negativas (assimilação). Nas zonas com cobertura diária verificaram-se os maiores fluxos de $CO_2$ e $N_2O$, evidenciando um rápido arranque de processos aeróbios e semiaeróbios em resíduos recentemente enterrados.

As gamas de fluxos das zonas mais aeróbias e mais recentemente enterradas, sujeitos a cobertura diária, são comparáveis às referenciadas para ecossistemas e para pilhas revolvidas de resíduos orgânicos.

Em zonas cobertas com camada intermédia e com camada final, a variabilidade das emissões foi atribuída à espessura das camadas de cobertura e à variação sazonal da humidade e da temperatura, condições que afetam a oxidação do $CH_4$.

O estudo enfatizou a necessidade de melhorar a compreensão das relações entre as emissões e as características das camadas de cobertura dos aterros e de incorporar a variabilidade sazonal e espacial nos programas de monitorização de emissões em aterros.

Na avaliação das emissões de $CH_4$ quando se utilizam biossólidos na camada de cobertura de aterros deverá ter-se em atenção que (Huber-Humer, 2008):

- a eficiência da coleta de gás na camada de cobertura será mínima;

- a utilização de biossólidos bem compostados numa camada final de cobertura bem arejada, onde se mantenham condições de aerobiose, não provocará emissões de metano mas, pelo contrário, criará condições para a oxidação biológica do metano formado em camadas inferiores.

#### 2.3.12.4 Emissões diretas de óxido nitroso

Existe uma grande quantidade de estudos sobre emissões de $N_2O$ associadas a biossólidos depostos em aterro ou utilizados em camadas de cobertura de aterros (CCME, 2009a). O IPPC identifica os aterros como fonte de emissões de $N_2O$, mas, referenciando estudos de Bogner *et al*. (1999) e Rinnie *et al*. (2005), considera estas emissões insignificantes, embora admita que elas possam ser relevantes no caso da utilização de biossólidos em camadas de cobertura de aterros. As conclusões dos estudos de Borjesson and Svensson (1997), que constaram da medição de emissões de $N_2O$ em aterros na Suécia, onde foram usados biossólidos nas camadas de cobertura com 0,5 a 1,0 m de espessura, foram as seguintes (CCME, 2009a):

- as emissões de $N_2O$ variaram entre -0,011 e 35,7 $mgN_2O\text{-}N.m^{-2}.h^{-1}$ ;

- para efeitos de comparação, verificou-se que as emissões de $N_2O$ em aterros cobertos com camada de solo variaram entre -0,0017 e 1,07 $mgN_2O\text{-}N.m^{-2}.h^{-1}$, inferiores portanto em mais de uma ordem de grandeza às verificadas em aterros cobertos com biossólidos.

Estes resultados sugerem que a utilização de biossólidos nas camadas de cobertura de aterros potencia uma maior emissão de $N_2O$. Admite-se ainda, em função dos resultados daquele estudo, que os biossólidos lançados nas camadas interiores do aterro poderão ter um potencial de libertação de $N_2O$ semelhante aos aplicados nas camadas de cobertura, uma vez que no interior se verificará uma maior carência de oxigénio. Além disso, os biossólidos contem humidade e elevados teores de azoto pelo que a sua mistura com outros resíduos poderá aumentar o potencial de formação de $N_2O$.

#### 2.3.12.5 Créditos associados à valorização do biogás produzido no aterro

O biogás produzido nos aterros pode ser valorizado na produção de energia elétrica. O crédito de emissões correspondente (*scope* 2) a esta valorização será igual ao valor das emissões associadas à produção, pelo produtor nacional, da energia elétrica produzida no aterro a partir da quota-parte de produção de biogás relativa aos biossólidos depostos, considerando a intensidade energética global média.

#### 2.3.12.6 Créditos associados ao sequestro de carbono

Num estudo sobre a ETAR de Merrimack, envolvendo a análise das opções para a gestão das lamas produzidas, o sequestro no solo associado à deposição de biossólidos em aterro foi estimado em 0,08 t$CO_2$e/t de biossólidos lançados no aterro (Becher, 2008).

#### 2.3.12.7 Equações e formulações de avaliação de emissões associadas à deposição de lamas em aterro

A USEPA desenvolveu um modelo para avaliação das emissões associadas à deposição de resíduos sólidos urbanos em aterros, intitulado *LandGEM*, em *Excell*, que permite avaliar as emissões de um grande número de gases poluentes emitidos em aterros deste tipo de resíduos, nos quais se inclui o metano e o dióxido de carbono (USEPA, 2005). A aplicação deste modelo na avaliação da quota-parte das emissões associada à deposição de lamas de depuração nestes aterros revela alguma complexidade, uma vez que o modelo foi construído visando essencialmente resíduos sólidos urbanos.
As emissões diretas de $CH_4$ e de $N_2O$, bem como os créditos de emissões associados à valorização do biogás e ao aumento do sequestro de carbono, ocorrem ao longo de alguns anos, após o lançamento das lamas no aterro.
Contudo, no modelo *BEAM* as emissões e créditos associados ao lançamento de lamas no aterro são estimadas e considerados concentrados, na totalidade, no momento (no dia ou no ano, consoante se trate de avaliações diárias ou anuais) em que as lamas são lançadas no aterro. Este critério, sendo considerado discutível e carecendo de reflexão adicional, foi também adotado no modelo *GEEM-WWT*.

**Emissões diretas de $CO_2$ associadas à queima de biogás no aterro**

Estas emissões são consideradas de origem biogénica. Podem ser avaliadas, para uma eventual necessidade de reporte (embora não sejam contabilizadas, por serem de origem biogénica, são de reporte obrigatório para a generalidade dos protocolos), através da aplicação da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009):

$CO_2e$ (kg/m$^3$) = $CH_4$ capturado (kg/dia) x (1- ineficiência da queima de $CH_4$) x 3,667 / Q*mdAR;* (40)

assumindo que*:*

- todo o metano capturado é queimado (em *flare* ou em geração de eletricidade);
- a ineficiência da combustão do $CH_4$ pode ser estimada em 0,3% (Foley *et al.*, 2008);

- 3,667 é o fator de conversão de C em $CO_2$.

**Emissões diretas de $CH_4$**

Para efeito de avaliação das emissões diretas de $CH_4$ associadas à deposição de lamas de depuração em aterro, convirá distinguir dois períodos: um período inicial de funcionamento do aterro, em que não está ainda instalado o sistema de drenagem e queima/valorização do biogás formado no aterro, e em que todo o gás produzido se liberta (com exceção da percentagem que possa ser oxidado na camada de cobertura); e um segundo período, após a instalação daquele sistema, em que grande parte do gás é drenado e queimado/valorizado.

O Decreto-lei Nº 189/2009, de 10 de Agosto, que estabelece o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro e define os requisitos gerais a observar na conceção, construção, exploração, encerramento e pós-encerramento de aterros, estipula a obrigatoriedade da instalação de um sistema de drenagem e tratamento do biogás, a definir em função do tipo de resíduos admitidos no aterro. Estabelece que o biogás que não possa ser valorizado deve ser queimado em *flare*. Contudo não define qualquer prazo máximo para a instalação desse sistema. Estabelece a obrigatoriedade da monitorização das quantidades de metano libertadas, sendo o momento da instalação do sistema em análise objeto de avaliação pela entidade licenciadora, em função das quantidades de gás formadas.

As emissões diretas de $CH_4$, no período inicial de exploração do aterro, em que o sistema de drenagem de biogás não está ainda instalado (se outra informação não existir, poderá a duração deste período ser estimada em 3 anos), podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009):

$CH_4$ (kg $CO_2$e/$m^3$) = lamas depositadas em aterro (kg MS/dia) x Teor de SV nas lamas (%) x Teor de C orgânico nos SV x 1,3 x Teor de $CH_4$ no biogás produzido no aterro x fração biodegradável da matéria orgânica das lamas x fator de correção do metano para processos anaeróbios em aterros x fração das lamas depositadas que é decomposta no período inicial x 25 / Q*mdAR;* (41)

assumindo que:

- o teor de SV nas lamas toma os valores de 51% e 70% para lamas digeridas e não digeridas, respetivamente;

- o teor de C orgânico nos sólidos voláteis, na falta de dados analíticos, pode ser estimado em 56% (NRAES, 1992, citado em CCME, 2009);

- 1,3 é o fator de conversão de C em $CH_4$ (18/14);

- o teor de $CH_4$ no biogás produzido no aterro pode ser estimado em 50% (em volume), se não existir informação analítica (UNFCC/CCNUCC, 2008);

- a fração biodegradável da matéria orgânica das lamas pode ser estimada em 80% (Metcalf & Eddy, 2003, citado em CCME, 2009), ou em 50% (UNFCC/CCNUCC, 2008);

- o fator de correção do metano para aterros controlados desenvolvendo processos anaeróbios pode ser considerado unitário (UNFCC/CCNUCC, 2008);

- a fração das lamas depositadas que é decomposta no período inicial, até à instalação do sistema de drenagem e tratamento do biogás no aterro, pode ser estimada em função da duração deste período e da taxa anual de degradação da matéria orgânica presente nas lamas depositadas;

- 25 é a relação entre os potenciais de aquecimento global do $CH_4$ e do $CO_2$.

Na referência UNFCCC/CCNUCC (2008) é proposto um fator de correção de metano em aterros desenvolvendo processos semiaeróbios de 0,5.

As taxas de degradação (exponencial) da matéria orgânica presente nas lamas depositadas no aterro variam em função das condições climáticas e podem ser estimadas nos seguintes valores, aplicáveis à deposição de lamas de ETAR (UNFCCC/CCNUCC, 2008):

- clima quente e húmido – 0,4 $ano^{-1}$;
- clima quente e seco – 0,085 $ano^{-1}$;
- clima frio e seco – 0,06 $ano^{-1}$;
- clima frio e húmido – 0,185 $ano^{-1}$.

As emissões diretas de $CH_4$ no período após instalação do sistema de drenagem de metano podem ser avaliadas através da utilização da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009):

$CH_4$ ($kgCO_2e/m^3$) = lamas depositadas em aterro (kg MS/dia) x Teor de SV nas lamas (%) x Teor de C orgânico nos SV x (1 - % de matéria decomposta no período inicial) x (1 - % de metano que é drenado) x (1 - % metano oxidado na camada de cobertura do aterro) x 1,3 x Teor de $CH_4$ no biogás produzido no aterro x fração biodegradável da matéria orgânica das lamas x Fator de correção do metano para processos anaeróbios em aterros x 25 / Q*mdAR;* (42)

assumindo que :

- a taxa de drenagem de biogás pode ser estimada em 75% ( se outra informação não estiver disponível no projeto do aterro ou nos relatórios de exploração);

- a percentagem de $CH_4$ oxidado na camada de cobertura do aterro depende das características daquela, podendo atingir 25% em camadas executadas com solos de alta qualidade; o valor proposto por defeito, para coberturas de qualidade média a baixa, em UNFCCC/CCNUCC (2008), citados em CCME (2009), é de 10%.

É sugerida ainda a aplicação, às duas expressões acima indicadas, de um fator de incerteza de 0,9 (CCME, 2009; UNFCC/CCNUCC, 2008).

As emissões diretas de $CH_4$ associadas à queima do biogás, após a instalação do sistema de coleta, podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009):

$CH_4$ ($kgCO_2e/m^3$) = lamas depositadas em aterro (kg MS/dia) x Teor de SV nas lamas (%) x Teor de C orgânico nos SV(%) x 1,3 x Teor de $CH_4$ no biogás produzido no aterro (%) x fração biodegradável da matéria orgânica das lamas x % de metano drenado x Fator de correção do metano para processos anaeróbios em aterros x (1 - % de matéria decomposta no período inicial) x ineficiência da combustão do $CH_4$ x 25 / Q*mdAR*; (43)

assumindo que a ineficiência da combustão do $CH_4$ pode ser estimada em 0,3% (Foley *et al.*, 2008).

### Emissões diretas de $N_2O$

Se a relação C/N nas lamas depositadas em aterro for maior que 30, as emissões de $N_2O$ podem ser consideradas negligenciáveis. Se esta relação for inferior a 30, as emissões de $N_2O$ podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009):

$N_2O$ ($kgCO_2e/m^3$) = lamas depositadas em aterro (kg MS/dia) x Teor de N nas lamas (%) x emissões de $N_2O$ para baixa relação C/N, em % do N inicial nas lamas x 1,57 x 289 / Q*mdAR*; (44)

assumindo que:

- o teor de N nas lamas variará entre 5% para lamas que foram submetidas a digestão e 4% para lamas não digeridas;

- as emissões de $N_2O$ para baixa relação C/N pode ser estimado em 1,5% do N inicial nas lamas (Brown *et al.*, 2008);

- 1,57 é o fator de conversão de N em $N_2O$;

- 298 é a relação entre os potenciais de aquecimento global do $N_2O$ e do $CO_2$.

### Crédito de emissões associado ao sequestro de carbono no aterro

Este crédito pode ser avaliado através da aplicação da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009):

$CO_2$ sequestrado ($kgCO_2e/m^3$) = lamas depositadas em aterro (kg MS/dia) x Teor de SV nas lamas (%) x Teor de C orgânico nos SV x (1- fração biodegradável da matéria orgânica das lamas) x 3,67 / Q*mdAR;* (45)

sendo 3,67 o fator de conversão de C em $CO_2$ .

### Crédito de emissões associado à valorização do biogás no aterro (produção de eletricidade)

Este crédito pode ser avaliado através da aplicação da seguinte expressão:

$CO_2$ crédito *scope* 2 ($kgCO_2e/m^3$) = $CH_4$ capturado (kg/dia) / densidade do $CH_4$ ($kg/m^3$) x % de gás valorizado em produção de eletricidade x equivalente energético do $CH_4$ ($BTU/m^3$) x fator de conversão de BTU para KWH x rendimento da produção/utilização de eletricidade x Ipe */* Q*mdAR;* (46)

assumindo que:

- o equivalente energético do $CH_4$ é de 35668 $BTU/m^3$ (USEPA, 2006);

- o fator de conversão de BTU para kWh assume o valor de 0,00009 kWh/BTU (USEPA, 2006);

- a densidade do $CH_4$ é de 0,707 $kg/m^3$;

- a intensidade de emissão da produção da energia elétrica I*pe* ($kgCO_2e/kWh$) será o valor médio estimado a nível nacional, ou a nível da região em que se inserem as instalações.

Em EPA (2006), citado em CCME (2009), é proposto o valor de 85%, como valor por defeito a adotar como rendimento da produção de eletricidade, a partir da queima de $CH_4$. Considera-se que este valor poderá estar muito sobreavaliado, recomendando-se a sua avaliação caso a caso. No modelo *GEEM-WWT*, e nas suas aplicações no âmbito do caso de estudo, foi considerado um valor de 35% para este rendimento.
De referir que as emissões de $CO_2$ associadas à queima de $CH_4$ são consideradas de origem biogénica, pelo que não entram no balanço de emissões.

### 2.3.13 Emissões associadas à combustão de lamas

#### 2.3.13.1 Descrição

As soluções tecnológicas mais usadas na combustão de lamas podem dividir-se em três grupos: em leito fixo; em leito fluidificado; e utilizando sólidos pulverizados (Gulyurtlu, 2007). A combustão pode ainda ser classificada em monocombustão, ou combustão dedicada, quando se queima apenas um tipo de material (lamas de depuração por exemplo); ou em co combustão, quando as lamas de depuração são queimadas conjuntamente com outros materiais.

**Emissões de dióxido de carbono**

A incineração dedicada de lamas requere normalmente uma fonte suplementar de energia, especialmente quando a sicidade das lamas é inferior a 65%, obtida normalmente com recurso a gás natural. Mesmo no caso de sicidades acima de 65%, a elevação da temperatura até às temperaturas de funcionamento da incineração requere uma fonte suplementar de calor.
A *Northeast Ohio Regional Sewer District* (Área Metropolitana de Cleveland) possui duas grandes instalações de incineração, uma na ETAR Southerly e outra na ETAR Westerly, ambas em instalação de leito fixo (fornos múltiplos), que processaram, em 2007, cerca de 30000 e 4500 tMS de lamas, respetivamente. As sicidades foram de 47% na primeira ETAR e de 31,5% na segunda ETAR. Os consumos térmicos (gás natural) foram os seguintes (CCME, 2009a) :

ETAR Southerly – 2,8 x$10^6$ $m^3$ de gás natural (93 $m^3$/tMS);

ETAR Westerly - 1,756 x$10^6$ $m^3$ de gás natural (390 $m^3$/tMS).

A grande diferença entre os consumos energia das duas instalações reside na diferença das suas dimensões e nas diferentes sicidades das lamas a incinerar. O consumo específico médio no conjunto das duas instalações foi de 132 $m^3$ de gás natural por tonelada de sólidos tratados. A empresa estuda a possibilidade de substituir as atuais instalações na ETAR Southerly, por unidades mais modernas, baseadas na tecnologia de leitos fluidificados com recuperação de energia, pensando reduzir este consumo energético em cerca de 95% (consumos típicos desta tecnologia rondam 5 $m^3$ de gás natural por tonelada de sólidos processados).

Em termos dos consumos de energia elétrica, a ETAR Southerly, com quatro incineradores com uma necessidade de potência individual de 190 KW, processou cerca de 30000 t de matéria seca em 18700 horas totais de funcionamento, no mesmo ano 2007, que se traduziu num consumo específico de 118 kWh/tMS. A ETAR Westerly, trabalhando cerca de 7000 horas, consumiu aproximadamente 291 kWh/tMS. Espera-se que o consumo de energia elétrica das previstas instalações em leito fluidificado sejam significativamente inferiores.

No modelo *BEAM* são considerados os seguintes valores, para efeito do balanço energético associado à incineração de lamas, visando a avaliação das emissões de $CO_2$ associadas ao consumo de energia (CCME, 2009a):

- consumo de energia elétrica:
  - em incineração em leito fluidificado - 200 kWh/tMS;
  - em incineração em leito fixo (fornos múltiplos) - 285 kWh/tMS ;
- recuperação da energia das lamas:
  - lamas não digeridas (50% primárias+50% biológicas) – 6389 kWh/tMS;
  - lamas digeridas – 3333 kWh/tMS;
  - eficiência de conversão da energia das lamas em energia utilizável - 80%
- necessidades de fuel:
  - energia necessária para remover a água intersticial das lamas – 1250 kWh/t de água;
  - adicional de energia para ter em conta falhas (a considerar apenas na tecnologia de fornos múltiplos) – 20%.

**Emissões de $CH_4$**

As instalações de incineração que operam continuamente geram emissões de metano muito reduzidas (CCME, 2009a)

Estudos desenvolvidos no Japão, referenciados em IPCC (2006b), sobre incineradores industriais, evidenciaram um fator de emissão da queima de lamas de 9,7 $gCH_4$/tMT. Considerando uma sicidade das lamas de 20%, este fator transforma-se em 48,5 $gCH_4$/tMS ou 4,85 x $10^{-5}$ $kgCH_4$/kgMS. O modelo *BEAM* adota como valor por defeito, a utilizar quando não existe informação adicional, este fator de emissão de 4,85 x $10^{-5}$ $kgCH_4$/kgMS (CCME, 2009b).

**Emissões de $N_2O$**

O fator mais importante na formação de emissões de $N_2O$ durante a incineração é a estabilidade da temperatura da combustão. A tecnologia de leitos fluidificados, ao proporcionar temperaturas mais estáveis e uniformes, dá origem a menores emissões. Pelo contrário, a solução de fornos múltiplos, ao proporcionar grandes variações de temperatura, é bastante mais emissora (CCME, 2009a).

O IPCC estabelece, como valores por defeito a aplicar quando não se disponha de melhor informação, os fatores de emissão de 900 $gN_2O$/tMT e de 990 $gN_2O$/tMS[42] (IPCC, 2006c).

42 Admite-se que estes valores pressupõem sicidades de lamas da ordem dos 90%

Estes valores foram estabelecidos com base num conjunto de observações referenciadas em Sabino *et al.* (2006) das quais, as relativas a lamas de depuração, estão transcritas na Tabela I.2.5.

Um estudo conduzido por Suzuki *et al.* (2003 ), citado em CCME (2009), incidiu sobre sete instalações de combustão de lamas com monitorização das concentrações de $N_2O$ e das temperaturas de combustão em períodos de 7 a 14 dias. Verificou-se que as concentrações eram de 300 a 900 vezes superiores às de ambiente normal, com valores mais baixos para as temperaturas de combustão mais altas. Com base nas observações efetuadas, foram estimados fatores de emissão de 1520 a 6400 $gN_2O$/tMS. Estes valores são bastante superiores aos propostos por defeito pelo IPPC já atrás referidos, e serão mais seguros, uma vez que a proposta do IPCC se baseou em observações pontuais (Gutierrez *et al.*, 2006, citados em CCME, 2009).

**Tabela I.2.5- Emissões de $N_2O$ associadas a incineração de lamas**

| País | Tipo de Biossólidos | Emissões de $N_2O$ ($gN_2O$/t lamas combustadas) | Base de referência |
|---|---|---|---|
| Japão | Lamas desidratadas | 900 | Matéria total |
| | Lamas caladas | 294 | Matéria total |
| Alemanha | Lamas de depuração | 990 | Matéria seca |

(Adaptado de Sabino *et al.*, 2006)

### 2.3.13.2 Equações e formulações de avaliação de emissões associadas à combustão de biossólidos

**Emissões associadas à queima de combustíveis fósseis**

Estas emissões podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão, em função do consumo de gás natural (ou outro combustível fóssil):

$CO_2$ (kg/$m^3$) = consumo de combustível ($m^3$/dia) x fator de emissão da queima ($kgCO_2e/m^3$) / Q*mdAR.* (47)

Se os consumos de combustível não forem conhecidos, eles podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão:

consumo de combustível ($m^3$/dia) = combustível necessário para evaporar a água ($m^3$/dia), subtraído da energia recuperada das lamas traduzida em poupança de combustível ($m^3$/dia); (48)

sendo:

- combustível necessário para evaporar a água ($m^3$/dia) = peso total de lamas queimadas (kg/dia) x % de água nas lamas a queimar x energia requerida para a evaporação (GJ/kg de água) x fator de conversão GJ em BTU / valor calorífico do combustível (BTU/$m^3$);

- energia recuperada das lamas traduzida em poupança de combustível ($m^3$/dia) = sólidos queimados (kg MS/dia) x valor calorífico dos sólidos (MJ/kgMS) x fator conversão MJ para BTU x percentagem de calor recuperado / valor calorífico do combustível (BTU/m3) x eficiência da conversão da energia das lamas em calor (%);

e assumindo que:

- a energia requerida para a evaporação da água é de cerca de 4,5 GJ/t de água a evaporar (Metcalf & Eddy, 2003);

- o fator de conversão GJ em BTU é de 947 816 GJ/BTU;

- o valor calorífico do gás natural (combustível mais utilizado) é de 36273 BTU/$m^3$;

- o valor calorífico dos biossólidos é de 12000 e 23000 MJ/tMS, para lamas digeridas e não digeridas, respetivamente (Metcalf & Eddy, 2003);

- a eficiência da conversão da energia das lamas em calor pode ser estimada em 80%.

Quando a energia recuperada das lamas é superior à energia necessária para evaporar a água, o valor do consumo de combustíveis fósseis virá negativo, isto é, haverá disponibilização de energia que pode ser valorizada, verificando-se o crédito correspondente as emissões que seriam associadas à queima de combustíveis fósseis para produção dessa energia.

**Emissões associadas à utilização de energia elétrica comprada**

As emissões associadas à utilização de energia elétrica comprada podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão:

$CO_2$ (kg/$m^3$) = lamas queimadas (kgMS/dia) x consumo específico de energia (kWh/kgMS) x I*pe* (kg $CO_2$e/kWh) / Q*mdAR.* (49)

Em CCME (2009) são propostos, com base na informação obtida através de uma comunicação de um técnico de uma empresa de equipamentos de combustão de lamas, valores por defeito para o consumo específico de energia, a utilizar no caso de indisponibilidade de outra informação, de 285 e 200 kWh/tMS, para fornos múltiplos e leitos fluidificados, respetivamente.

**Emissões associadas à combustão**

As emissões de $CO_2$ associadas à queima das lamas são consideradas de origem biogénica e não entram na contabilização de emissões.

Considerando o fator de emissão de $4,85 \times 10^{-5}$ kg$CH_4$/kgMS, já atrás referido, as emissões de $CH_4$ podem ser estimadas através da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009) :

$CH_4$ (kg $CO_2$e/$m^3$) = lamas queimadas (kg MS/dia) x $4,85 \times 10^{-5}$ x 25 / Q*mdAR;* (50)

sendo 25 a relação entre os potenciais de aquecimento global do $CH_4$ e do $CO_2$.

As emissões de $N_2O$ podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009) :

$N_2O$ (kg $CO_2$e/$m^3$) = lamas queimadas (kg MS/dia) x teor de N nas lamas a combustar (%) x % de N emitido sob a forma de $N_2O$ x fator de conversão de N em $N_2O$ (1,57) x 298 / Q*mdAR;* (51)

assumindo que o teor de azoto nas lamas a combustar pode ser estimada em 4% (CCME, 2009a) e que a percentagem de azoto emitido sob a forma de $N_2O$ pode ser estimada através da seguinte expressão, aplicável a instalações de leitos fluidificados e a instalações de fornos múltiplos (Suzuki *et al.*, 2003, citados em CCME, 2009):

$$\% \text{ de N emitido em } N_2O = 161{,}3 - 0{,}14\ T_f\ ; \qquad (52)$$

sendo $T_f$ a média das temperaturas médias mais elevadas (ºK).

Para temperaturas acima de 879ºC (1152 $^oK$ - valor para o qual o valor da % de N emitido sob a forma de $N_2O$, dado pela expressão anterior, se anula) as emissões de $N_2O$ são consideradas nulas. Por outro lado, se a temperatura de combustão for inferior a 750 ºC, deve ser usado, na expressão anterior, o valor de 750 ºC (1023 ºK) que corresponde a um máximo considerado razoável para as emissões (CCME, 2009a).

Com base nas conclusões dos estudos desenvolvidos em Suzuki *et al.* (2003), o modelo *BEAM* efetua as seguintes correções aos valores de emissões de $N_2O$ obtidos através da aplicação da expressão anterior, em função da sicidade das lamas a incinerar (CCME, 2009b):

- para lamas com sicidades entre 24 e 87% - redução de 50%;
- para lamas com sicidades acima de 87% - redução de 60%.

**Créditos de emissões associados à valorização das cinzas**

Os eventuais créditos associados à valorização das cinzas na indústria do cimento podem ser avaliados através da aplicação da seguinte expressão:

$CO_2e$ ($kgCO_2e/m^3$) = lamas queimadas cujas cinzas são valorizadas (kgMS/dia) x crédito da utilização de cinzas em cimenteiras ou noutro destino compatível ($kgCO_2e$/kgMS) / Q*mdAR;* (53)

sendo que o crédito de emissões associado à utilização de cinzas se pode estimar em 3,9 $x10^{-3}$ $^{kg}CO_2e$/kgMS em lamas incineradas cujas cinzas são aproveitadas (Murray *et al.*, 2008).

Os estudos de Murray *et al.* incidiram em quatro ETAR na capital da província chinesa de Sichuan, que tratavam, em conjunto, 707000 $m^3$/dia de águas residuais e produziam diariamente 84 toneladas de lamas (MS). Os resultados do estudo, reportados em Murray *et al*. (2008), identificaram uma poupança anual de emissões de 1,2 x $10^5$ $kgCO_2e$ associada ao aproveitamento das cinzas da incineração das lamas. Dividindo este valor pela produção anual de lamas (30660 tMS), obtém-se o crédito atrás referido de 3,9 $x10^{-3}$ $^{kg}CO_2e$/kgMS em lamas incineradas cujas cinzas são aproveitadas.

A utilização das cinzas como fertilizante, substituindo o fósforo, origina créditos de emissões que podem ser avaliados através da aplicação da seguinte expressão (adaptada de CCME, 2009):

$CO_2e$ ($kgCO_2e/m^3$) = lamas queimadas cujas cinzas são aproveitadas (kgMS/dia) x teor de fósforo nas lamas (%) x intensidade de emissão da produção de fertilizante de fósforo ($kgCO_2e$/kgP) / Q*mdAR*; (54)

As emissões associadas à produção do fertilizante P podem ser estimadas em 1,91 $kgCO_2/kgP$ (ROU, 2007). O modelo *BEAM* assume um valor por defeito de 2 $kgCO_2/kgP$.

### 2.4 Emissões associadas a instalações de desodorização

Um sistema de desodorização de uma instalação de tratamento de águas residuais inclui normalmente dois subsistemas: o subsistema de ventilação e o subsistema de tratamento do ar viciado extraído. Os processos de tratamento mais utilizados assentam em processos de lavagem química, em torres, ou em processos biológicos, em biofiltros. Ao funcionamento destes processos associam-se as seguintes emissões:

- emissões diretas de $N_2O$ (*scope* 1) associados à eventual ocorrência de processos de nitrificação/desnitrificação nos processos biológicos de tratamento de ar (biofiltros);
- emissões de $CO_2$ (*scope* 2) associadas aos consumos de energia elétrica na ventilação e no tratamento do ar;
- emissões indiretas (*scope* 3) associadas à utilização de reagentes.

As emissões de $N_2O$ em processos de desodorização em biofiltros podem ser estimadas, como valor máximo, em 19,9 $mgN_2O/(m^3$ de reator.h) (Chris *et al.*, 2013).

Os consumos de energia elétrica em sistemas de lavagem química podem ser estimados em 432 kWh/dia (262 no sistema de ventilação e 170 no tratamento) para uma instalação de referência tratando um caudal de ar de 15000$m^3$/h (valores obtidos por análise do projeto da ETAR de Faro Noroeste, instalação incluída no caso de estudo analisado nesta tese). Para outras capacidades de tratamento, os consumos poderão ser estimados grosseiramente admitindo proporcionalidade direta entre o caudal tratado e o consumo energético.

Em sistemas de tratamento por biofiltração, poderão ser considerados apenas os consumos de energia elétrica na ventilação, majorados em 20% para ter em conta o agravamento das perdas de carga induzidas pelo biofiltro.

Em relação a consumos de reagentes nos sistemas de lavagem química poderão ser considerados os seguintes valores estabelecidos para a mesma instalação de referência de 15000 $m^3$/h de capacidade (valores obtidos através da análise do projeto da mesma ETAR referida):

- ácido sulfúrico – 24 kg/dia;
- hipoclorito de sódio – 312 kg/dia;
- soda cáustica – 48 kg/dia.

Para instalações de outras capacidades, os consumos poderão ser estimados admitindo proporcionalidade direta entre o caudal tratado e o consumo de reagentes.

As emissões incorporadas nos reagentes utilizados em instalações de lavagem química podem ser avaliadas nos seguintes valores de intensidade carbónica de produção:

- ácido sulfúrico – 4,05 $kgCO_2e/tH_2SO_4$ (USEPA, 1993);
- soda cáustica – 2,03 $kgCO_2e$/tNaOH (USEPA, 1992);
- hipoclorito de sódio – 2,03 $kgCO_2e$/tNaOCl (USEPA, 1992).

Estes valores afiguram-se muito baixos, facto que, associado à forma de medição destas intensidades, referenciada nas fontes indicadas, indicia que estes valores incluirão apenas as emissões diretas e não incluirão as emissões indiretas associadas ao consumo de energia elétrica consumida na produção. Este consumo pode ser avaliado através da consideração dos seguintes rácios:

- produção de ácido sulfúrico – 300 a 430 kWh/t$H_2SO_4$ (Outotec, 2012);
- soda cáustica – 3000 a 3300 kWh/tNaOH (Fernandes *et al.*, 2009);
- hipoclorito de sódio – 700 kWh/tNaOCl (Fernandes *et al.*, 2009).

As emissões incorporadas associadas a estes consumos energéticos podem ser avaliadas admitindo a mesma intensidade carbónica média de produção de energia elétrica considerada para a ETAR.

## 2.5 Emissões associadas a utilização de energia e combustíveis

### 2.5.1 Compra de energia elétrica

A queima de combustíveis fósseis para produção de energia elétrica gera emissões de $CO_2$, $CH_4$ e $N_2O$. Pesando as emissões com os potenciais globais de aquecimento (GWP) dos três gases, as emissões de $CO_2$ representam cera de 99% do potencial de emissões associadas à queima de fósseis para produção de energia elétrica (WRI / WBCSD, 2007). Por outro lado, enquanto as emissões de $CO_2$ são relativamente fáceis de estimar com base na aplicação de fatores de emissão, as emissões de $CH_4$ e $N_2O$ são de análise mais complexa, pois dependem de muitos fatores, designadamente das características do combustível, da tecnologia e das características da combustão, da eventual utilização de equipamento antipoluição e das características ambientais. Por estas razões, as ferramentas e protocolos disponíveis para avaliação de emissões associadas à produção de eletricidade a partir de combustíveis fósseis restringem-se atualmente ao $CO_2$ (WRI / WBCSD, 2007).

As emissões incorporadas na energia elétrica comprada (*scope* 2) por uma entidade gestora para o funcionamento de um sistema de tratamento de águas residuais dependem, essencialmente, da intensidade carbónica da produção dessa energia e serão avaliadas pelo produto da energia consumida, em kWh, pela intensidade carbónica global da produção de energia elétrica, em kg$CO_2$e/kWh.

A Portaria Nº 63/2008, de 21 de Janeiro, estabelece, para efeito de avaliação das emissões de GEE associadas ao consumo de energia elétrica, no contexto da avaliação de uma taxa a aplicar sobre lâmpadas pouco eficientes, o fator de 0,47 kg$CO_2$e/kWh. Contudo, esta intensidade depende da variabilidade hidroelétrica e da evolução da implementação das energias renováveis, pelo que a avaliação das emissões associadas ao consumo de energia elétrica terá de assentar em determinados cenários de evolução do *mixing* global das intensidades carbónicas das origens de energia utilizadas.

### 2.5.2 Utilização de combustíveis fósseis (combustão estacionária)

**Caracterização das emissões**

Os processos de combustão estacionária normalmente existentes em instalações de tratamento de águas residuais envolvem caldeiras a gás natural e a fuel, equipamentos de oxidação térmica, secadores e queimadores (*flares*) e resultam na emissão de $CO_2$, $CH_4$ e $N_2O$. Contudo, as emissões de $CH_4$ e $N_2O$ representam menos de 1% do total de emissões associadas a estes processos de combustão, mesmo ponderando os potenciais de aquecimento destas emissões. Sugere-se por isso que, num horizonte próximo e até se dispor de melhor conhecimento das emissões de $CH_4$ e $N_2O$, se considerem apenas as emissões de $CO_2$ (WRI / WBCSD, 2007; USEPA, 2008).

A combustão de biocombustíveis produz emissões de $CO_2$ que devem ser objeto de reporte mas que não devem entrar na contabilização de emissões visando a verificação do cumprimento de metas de redução, uma vez que se admite que a combustão deste tipo de combustíveis não se traduz numa contribuição líquida para as concentrações atmosféricas de $CO_2$ (USEPA 2008).

**Avaliação das emissões de $CO_2$**

A avaliação das emissões associadas a processos de combustão estacionária será efetuada afetando as quantidades de combustíveis fósseis combustados dos respetivos fatores de emissão (USEPA 2008).

A USEPA estabelecia, em 2004, os seguintes fatores de emissão associados aos combustíveis fósseis mais utilizados nas atividades do tratamento de águas residuais:

- gás natural - 0,12 libras $CO_2$/pé cúbico = 1,89 $kgCO_2/m^3$;
- diesel fuel - 22,23 libras $CO_2$/galão = 2,65 $kgCO_2$/L;
- gasolina - 19,37 libras $CO_2$/galão = 2,31 $kgCO_2$/L.

Em 2008, a USEPA propôs a seguinte expressão para a avaliação das emissões de $CO_2$ associadas à combustão de combustíveis fosseis (USEPA 2008):

$$CO_2 \text{ (kg } CO_2e) = Fuel \times HC \times C \times FO \times CO_2 \text{ (mw)}/C\text{(mw)} \qquad (56)$$

sendo:

- Fuel a massa ou volume de fuel utilizado ($m^3$ ou t);
- HC o valor energético superior do fuel (BTU/$m^3$ ou BTU/t);
- C o coeficiente de conteúdo de carbono (kg C/$10^6$BTU);
- FO a fração oxidada de fuel (%);
- $CO_2$ (mw) e C(mw) os pesos moleculares do $CO_2$ e do C.

No apêndice B (tabela B-1) da referência USEPA (2008) são propostos valores do conteúdo de calor, do coeficiente de conteúdo de carbono e da fração oxidada na combustão para um vasto conjunto de combustíveis fósseis. Na Tabela I.2.6 são apresentados os valores propostos naquela referência para os combustíveis fósseis mais utilizados em sistemas de tratamento de águas residuais.

**Tabela I.2.6 - Fatores por defeito para avaliação das emissões na combustão de combustíveis fósseis**

| Combustível | Valor energético superior | Coeficiente de conteúdo de carbono (kg C/$10^6$BTU) (1) | Fração oxidada |
|---|---|---|---|
| Gás natural | $36x10^3$ BTU/$m^3$ | 14,47 | 1 |
| Gás propano | 24 $x10^6$ BTU/$m^3$ | 17,20 | 1 |

Fonte: (USEPA, 2008) (1) 1 BTU = $29,3x10^{-5}$ KWh

As formulações propostas pela USEPA em 2004 e 2008 fornecem valores não muito diferentes. Por exemplo, em relação ao gás natural, o fator proposto em 2004 é de 1,89 kg$CO_2$/$m^3$, sendo que a formulação proposta em 2008 fornece um valor de 2,08 kg$CO_2$/$m^3$.

O Despacho 17313/2008, de 26 de Junho, da Direção Geral de Geologia e Energia publica os fatores de emissão para os diferentes combustíveis fósseis, estabelecendo, para os combustíveis mais frequentemente utilizados em ETAR, os valores apresentados na Tabela I.2.7.

**Tabela I.2.7 - Fatores de emissão associados a combustíveis fósseis**

| Combustível | Poder calorífico inferior (PCI) ($10^6$ Joule/kg) | Fator de emissão | |
|---|---|---|---|
| | | (kg $CO_2$/$10^9$ Joule) | (kg$CO_2$e/kWh) |
| gás natural (>93% $CH_4$) | 47,2 – 48,0 | 56,1 | 0,202 |
| metano | 50 | 54,9 | 0,197 |
| biogás | 50,4 | 0 | 0 |
| gasóleo | 42,3 – 43,3 | 74 | 0,266 |

Fonte: Despacho 17313/2008, de 26 de Junho, da Direção Geral de Geologia e Energia

### 2.5.3 Balanço das emissões associadas à cogeração de energias térmica e elétrica

A digestão de lamas em regime mesofílico (36°C) requere calor para aquecimento das lamas a digerir e para a manutenção da temperatura nos digestores de lamas (compensação das perdas de calor). A hidrólise térmica, prévia à digestão, e a secagem térmica de lamas requerem também elevadas quantidades de calor. O aquecimento prévio das lamas a desidratar, até à temperatura para a qual a sua viscosidade é mínima, pode ser benéfico em termos da redução do consumo de reagente na desidratação de lamas. A calagem avançada requere também quantidades consideráveis de calor.

Estas necessidades de calor, num quadro de consumo de elevadas quantidades de energia elétrica na ETAR e de disponibilidade do biogás produzido na digestão de lamas, constituem um cenário onde a cogeração de energias térmica e elétrica se traduzem num aumento significativo da eficiência energética global da instalação. A energia elétrica pode ser produzida em motogeradores, segundo a conceção global representada esquematicamente na Figura I. 2.1. O calor proveniente do arrefecimento do motogerador (radiador e *intercooler* - temperatura por volta dos 100°C) pode ser aproveitado para o aquecimento de lamas e para o pré-

aquecimento de água para a produção de vapor para a hidrólise térmica. O calor dos gases de escape (temperatura por volta dos 450 – 550 $^{o}$C) pode ser aproveitado na produção de vapor para a hidrólise térmica e na secagem térmica das lamas.

São possíveis outras soluções de cogeração (turbinas a gás ou vapor, microturbinas, ciclo combinado) baseadas sempre na recuperação da energia térmica associada à fonte fria da produção de energia elétrica que, no caso das soluções convencionais de produção separada de energias elétrica e térmica, é perdida. A cogeração permite um aumento de eficiência da transformação energética da ordem dos 15 a 20% e redução de emissões de GEE também desta mesma ordem de grandeza, por comparação com as soluções convencionais de produção separada de energia elétrica e de energia térmica.

Em ETAR em que o biogás disponível não é suficiente para alimentar uma instalação de cogeração com capacidade para suprir as necessidades térmicas totais da instalação, recorre-se, em muitos casos, sobretudo de instalações de média a grande dimensão, a uma fonte

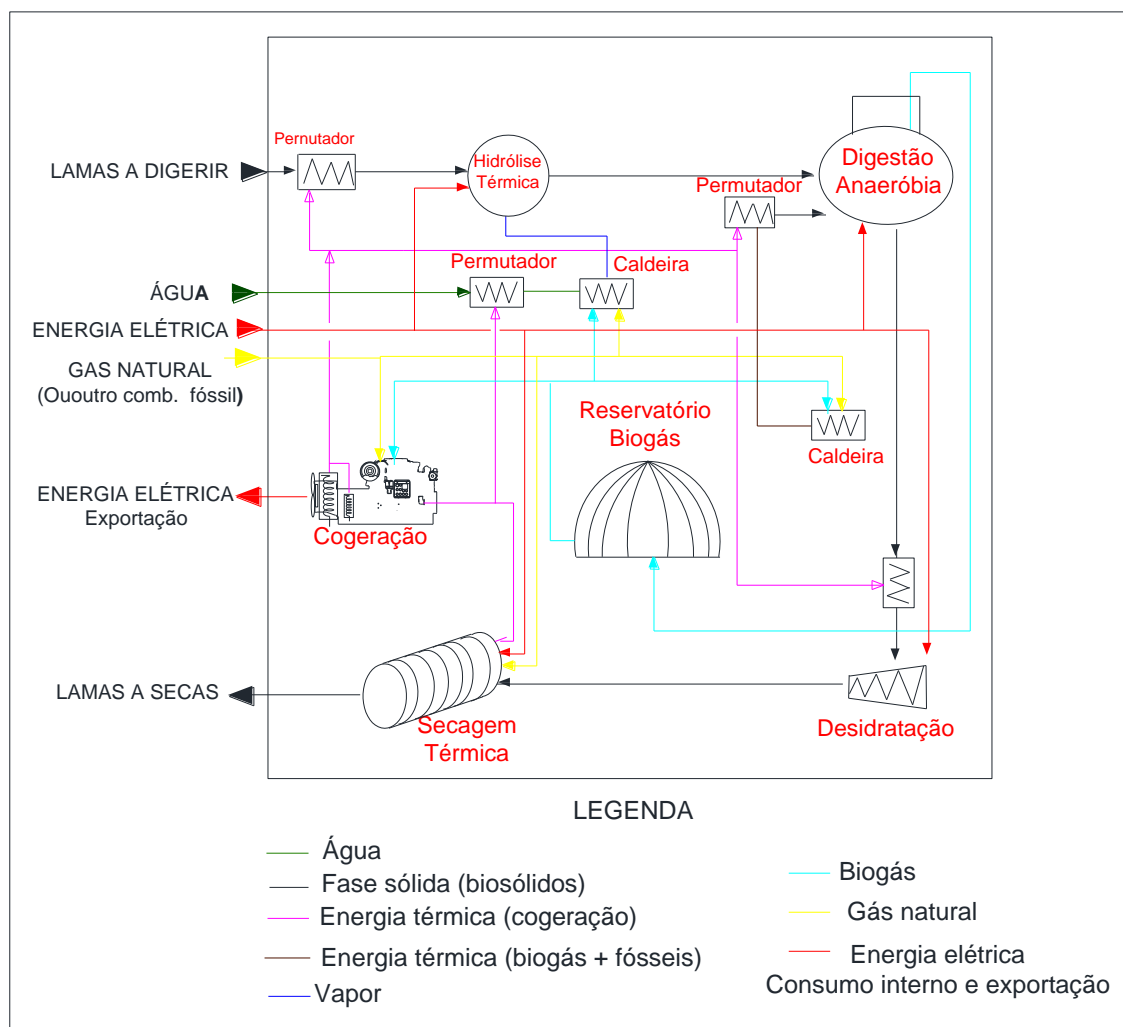



**Figura I. 2.1 - Conceção geral de uma solução de cogeração no tratamento de águas residuais. Representação esquemática.**

exterior (combustível fóssil, normalmente o gás natural) para complementar as disponibilidades de biogás, segundo a conceção ilustrada esquematicamente na Figura I. 2.1. Pode mesmo acontecer que a capacidade de produção de energia elétrica correspondente à produção do calor necessário seja superior ao consumo da ETAR, podendo exportar-se energia para a rede exterior.

Nas formulações propostas nos pontos anteriores para a avaliação das emissões de GEE decorrentes de consumos energéticos associados às diferentes operações e processos unitários de tratamento considerou-se que a energia elétrica consumida seria comprada e que teria incorporadas as emissões de $CO_2$ correspondentes a sua produção (*scope* 2). Por outro lado considerou-se que as necessidades de calor seriam satisfeitas através da queima de combustíveis fósseis, admitindo-se determinado rendimento em termos de produção de calor

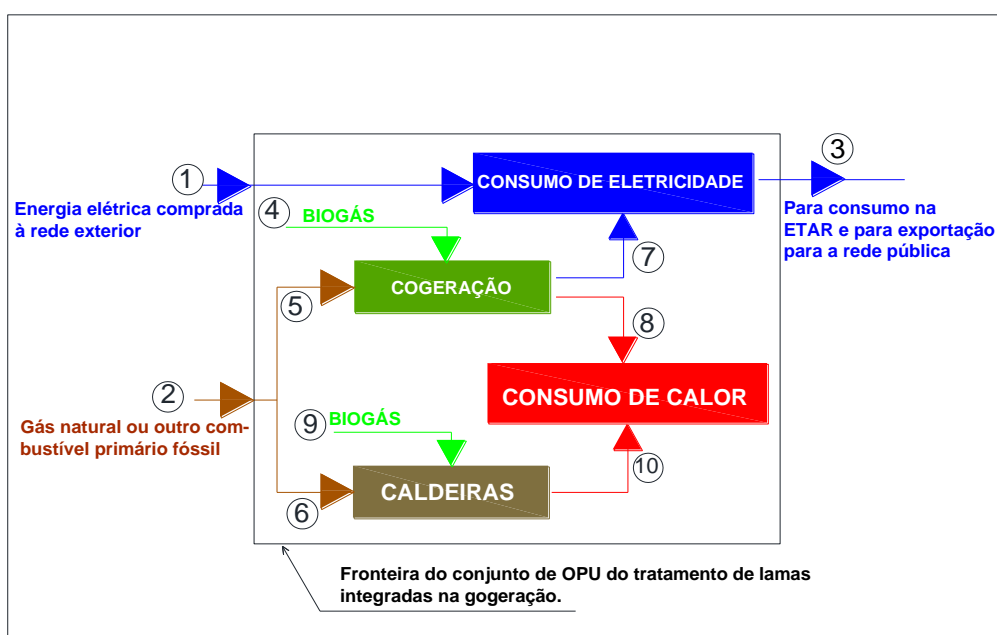



**Figura I. 2.2 - Consumo de energia elétrica e calor nas OPU de tratamento de lamas agregadas em torno da cogeração**

(calor produzido por quantidade de combustível queimado) e do fator de emissão da queima desse combustível (quantidade de emissões por quantidade de combustível queimado).

Para avaliação das emissões associadas à utilização de energia elétrica e de calor em operações e processos unitários de tratamento de lamas integrados em soluções de cogeração, as metodologias propostas nos pontos anteriores deverão ser objeto das seguintes adaptações:

a) as emissões associadas à utilização de uma fonte fóssil para complementar as disponibilidades de biogás, geralmente o gás natural (fluxo 2 na Figura I. 2.2) serão avaliadas através da aplicação do fator de emissão à quantidade de combustível fóssil consumida;

b) as emissões incorporadas na energia elétrica consumida no conjunto de OPU integradas na cogeração e que foi comprada ao exterior (*scope* 2) (fluxo 1) devem ser

avaliadas com base na aplicação, às quantidades de energia consumidas em kWh, da intensidade carbónica da produção dessa energia em $kgCO_2e/kWh$;

c) a energia elétrica consumida que foi produzida na ETAR com base na queima de biogás (parte do fluxo 7, à pro-rata dos fluxos 4 e 5) deve ser considerada não emissora, isto é, a intensidade de emissão em $kgCO_2e/kWh$ produzido deve ser considerada nula;

d) a energia térmica consumida que foi produzida em caldeiras, a partir de biogás (parte do fluxo 10, à pro-rata dos fluxos 9 e 6) deve ser considerada não emissora;

e) à energia elétrica exportada para fora da fronteira da cogeração (fluxo 3) deve ser atribuído um crédito de emissões calculado segundo o mesmo critério e fator de emissão referidos na alínea b) anterior;

f) a energia térmica recuperada da cogeração (fluxo 8) e consumida no conjunto de OPU integradas na cogeração não deverá originar qualquer contabilização de emissões uma vez que se trata de uma energia que seria perdida no caso de uma solução convencional de geração de energia elétrica.

Se a avaliação das emissões referidas na alínea a) anterior se tiver baseado no consumo total de combustível fóssil complementar, haverá que ter em atenção a necessidade de evitar dupla contabilização (não deverão ser contabilizadas emissões associadas a produção de energia elétrica (fluxo 6) e de energia térmica em caldeiras (fluxo 5), se elas foram avaliadas no âmbito da alínea a)).

A avaliação das emissões associadas às operações e processos de tratamento de lamas cujas necessidades de energia se encontram integradas num processo de cogeração pressupõe a elaboração de um balanço energético do sistema de cogeração, com a quantificação dos fluxos indicados na Figura I. 2.2. A partir destes fluxos será possível avaliar as emissões que lhes estão associadas, utilizando os respetivos fatores de emissão.

Em resumo, as formulações de avaliação das emissões associadas a cada OPU serão as mesmas anteriormente propostas, havendo apenas que distinguir as diferentes origens da energia elétrica e do calor utilizados e considerar os respetivos fatores de emissão e intensidades carbónicas.

### 2.6 Emissões associadas ao transporte de produtos (lamas, materiais e reagentes)

As emissões mais importantes associadas ao transporte de produtos respeitam aos combustíveis queimados pelos motores dos veículos de transporte, que geram emissões diretas de $CO_2$.

As emissões associadas ao transporte de reagentes são, normalmente, muito reduzidas, comparativamente com as inerentes ao fabrico desses reagentes, e podem ser consideradas negligenciáveis.

As emissões associadas ao transporte de lamas e subprodutos podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão:

$CO_2e$ (kg/m$^3$) = consumo diário de gasóleo em transportes (L/dia) x fator de emissão associado à combustão do gasóleo (kg$CO_2$e/L) / Q*mdAR.* (57)

Considerando o PCI do gasóleo de 43 x$10^6$ Joule/kg e o fator de emissão de 74 kg$CO_2$/$10^9$ joules (valores estabelecidos no Despacho 17313/2008, de 26 de Junho, da Direção Geral de Geologia e Energia) e admitindo a densidade do gasóleo de 0,85 kg/L, o fator de emissão relativo à combustão de gasóleo, a considerar na expressão proposta, tomará o valor de 2,7 kg$CO_2$e por cada litro de gasóleo consumido.

# 3 ESTIMAÇÃO DO BALANÇO DE EMISSÕES ASSOCIADAS À REUTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS

## 3.1 Considerações gerais

A reutilização de águas residuais apresenta enormes vantagens do ponto de vista da gestão dos recursos hídricos, sendo considerada prática imprescindível para um uso eficiente da água, sobretudo em zonas de maior escassez. Apresenta também grandes vantagens ambientais, associadas à reciclagem de nutrientes e à eliminação de descargas nos meios recetores. De entre estas vantagens, refere-se, a redução das emissões de GEE, não tanto pela sua importância relativa (as outras vantagens ambientais e as associadas à utilização eficiente da água são muito mais importantes), mas pelo facto de a avaliação de emissões no tratamento de águas residuais ser o objetivo deste documento.

A reutilização de águas residuais apresenta também alguns riscos para a saúde pública e para o ambiente que há que prevenir, referindo-se, no contexto do desenvolvimento deste documento, o risco de interferência com os processos que condicionam o ciclo natural do azoto no solo (Master *et al.*, 2004).

## 3.2 Débito de emissões

### Tratamento adicional e transporte das águas residuais até aos locais de consumo

A reutilização de águas residuais tratadas pressupõe, normalmente, a necessidade de promover um tratamento adicional das águas residuais, relativamente ao tratamento estritamente necessário para a descarga no meio recetor. Estes tratamentos incluem normalmente uma clarificação (coagulação/floculação/decantação, seguida de uma remoção complementar de sólidos suspensos, através de filtração ou microtamização) e uma desinfeção, normalmente realizada por radiação UV. Para garantir um residual oxidante durante o transporte e distribuição da água aos seus utilizadores, realiza-se, normalmente, uma cloragem final.

Após o tratamento haverá que promover o transporte e distribuição da água aos seus utilizadores, requerendo-se normalmente uma elevação mecânica. Para garantir a qualidade microbiológica da água nos pontos de entrega aos utilizadores poderá, em função da tipologia da rede de transporte/distribuição, ser necessário instalar pontos de recloragem ao longo do percurso.

As emissões associadas a estas operações, que podem assumir dimensão relevante, são as seguintes:

- emissões de $CO_2$ (*scope* 2) associadas à energia elétrica comprada consumida no tratamento adicional e na elevação mecânica das águas residuais;

- emissões indiretas associadas ao fabrico do polieletrólito e outros reagentes usados no tratamento adicional das águas residuais para permitir a sua reutilização.

Em item anterior, relativo à avaliação das emissões associadas a tratamentos terciários, foram propostas metodologias para a avaliação destas emissões (expressões (1) e (2)).
O ozono tem sido utilizado como agente oxidante no tratamento de afinação de águas residuais visando a sua reutilização, embora, por dificuldades operacionais de controlo da dosagem face à variabilidade quantitativa e qualitativa das águas a tratar, se verifique uma tendência de retração desta prática. No apêndice 1 da referência (EA, 2009a) é proposta uma metodologia para a avaliação das emissões de $CO_2$ decorrentes da oxidação da CQO pelo ozono, propondo-se, com base nas relações estequiométricas dos processos oxidativos, um fator de emissão de 1,9 kg$CO_2$/kg CQO oxidada.

**Emissões de $N_2O$ associadas à rega com água rica em nutrientes e matéria orgânica**

A rega com água rica em nutrientes e matéria orgânica pode levar à ocorrência de ambientes de anoxia (presença de nitrato e de carbono e condições de anoxia proporcionadas pela percolação da água de rega ou de chuvadas intensas e sequente depleção dos níveis de oxigénio dissolvido por dificuldade de arejamento) em condições favoráveis ao desenvolvimento de processos biológicos de desnitrificação, com potencial para libertação de $N_2O$.
O IPCC não estabelece "*guidelines*" para a avaliação destas emissões. Em Foley *et al.* (2008) é proposta, com base nas análises dos resultados de cinco estudos científicos referenciados, em que os fatores de emissão verificados variaram entre 0,004 e 0,021 kg$N_2O$-N/kgN aplicado na água de rega, um fator médio de 0,008 kg$N_2O$-N/kgN. Deverá, contudo, salientar-se que os estudos que conduziram aos resultados mais elevados (0,015 e 0,021 kg$N_2O$-N/kgN) incidiram sobre sistemas de reutilização de águas residuais com elevadas cargas de carbono (num caso um efluente secundário e noutro um efluente com uma $CBO_5$ de 50 mg/L). Por outro lado, num dos estudos referenciados, em que se utilizaram águas residuais tratadas a nível terciário, com uma $CBO_5$ de 5,4 mg/L, obteve-se um valor de apenas 0,002 kg$N_2O$-N/kgN (atingindo episodicamente valores de 0,007 na sequência de precipitação indutora de deficientes condições de arejamento do solo).
A WSAA, embora considerando necessário o desenvolvimento de mais estudos neste domínio, e assumindo que a magnitude das emissões parece depender muito das condições locais, como tipo de solo, tipo de cobertura vegetal e condições climáticas, admite que os estudos desenvolvidos permitem a proposta, com um nível de segurança considerado satisfatório, do valor médio do fator de emissão referido de 0,008 kg$N_2O$-N/kgN (Foley *et al.*, 2008).
Em Portugal, as potencialidades atuais da reutilização de águas residuais na rega restringem-se essencialmente a utilizações de elevado valor acrescentado, como seja a rega de espaços verdes e jardins públicos e de campos de golfe. Para estas utilizações é requerida uma elevada qualidade da água, designadamente ao nível da microbiologia, o que implica tratamentos de desinfeção de elevadas eficiências. Por sua vez, estes tratamentos requerem elevadas transmitâncias à radiação UV e níveis muito baixos de turvação e de sólidos suspensos que

implicam a necessidade de tratamentos de clarificação, prévios à desinfeção, que baixam a $CBO_5$ para valores sustentadamente abaixo de 5 mg/L.

Por outro lado os cultivares praticados neste tipo de utilizações do solo conduzem normalmente a boas condições de drenagem e de arejamento dos solos e boas capacidades de campo, sendo normalmente os solos compostos artificialmente com materiais selecionados. Nestas condições, o valor do fator de emissão de 0,008 $kgN_2O$-N/kgN pode estar muito sobreavaliado, podendo mesmo ser ponderada a consideração de um valor próximo de zero em alguns casos.

Pode colocar-se também a questão de a rega convencional (com água natural) induzir também processos de nitrificação/desnitrificação na camada superficial dos solos regados, dadas as qualidades de uma e outra águas. A água residual tratada poderá mesmo apresentar melhor qualidade do que a sua origem natural alternativa, seja ela superficial (com problemas de carga orgânica) ou subterrânea (com problemas de nitratos e de salinidade). Neste caso poderá não fazer sentido considerar, no balanço de emissões associado à reutilização de águas residuais na rega, este tipo de emissões. Poderá também questionar-se se, no caso da fertirrigação, em que a aplicação do fertilizante alternativo poderá ter o mesmo efeito sobre os solos da aplicação de águas residuais, fará sentido considerar estas emissões.

Estas emissões de $N_2O$, expressas em $kgCO_2e/m^3$ de águas residuais reutilizadas, podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão:

$$N_2O\ (kg\ CO_2e/m^3) = FE\ (kgN_2O\text{-}N/kg\ N) \times [N]\ (mg/L) / 1000 \times 298 \qquad (58)$$

sendo:

- FE o fator de emissão;
- [N] a concentração de N nas águas residuais reutilizadas;
- 298 a relação entre os potenciais de aquecimento global do $CH_4$ e do $CO_2$.

## 3.3 Crédito de emissões

### Economia de energia

A captação de águas naturais para rega implicará normalmente a elevação mecânica, envolvendo consumo de energia elétrica. A reutilização, ao dispensar esta captação, proporciona a poupança de energia associada aquela elevação, havendo que considerar o correspondente crédito de emissões de $CO_2$ (*scope* 2). Para avaliação deste crédito serão consideradas as alturas de elevação (alturas dinâmicas para os caudais captados) e os rendimentos dos grupos elevatórios.

### Reciclagem de nutrientes

As águas residuais tratadas tem concentrações dos nutrientes azoto e fósforo tais que a sua reutilização se traduz numa economia muito significativa na utilização de fertilizantes nas culturas regadas. Na medida em que a produção industrial de fertilizantes tem elevadas intensidades de emissão, esta economia traduz-se em economias de emissões que se podem fazer repercutir em créditos de emissão da reutilização de águas residuais.

Com base numa pesquisa bibliográfica sobre as emissões associadas à produção industrial de nutrientes (adiante descrita, no item relativo à valorização agrícola de lamas), são propostos os seguintes valores de intensidades de emissão a utilizar na avaliação dos créditos referidos:

- 4 kg$CO_2$e/kg de azoto produzido;
- 2 kg$CO_2$e/kg de fósforo produzido.

Os créditos associados à reciclagem dos nutrientes azoto e fósforo, expressos em kg$CO_2$e /$m^3$ de águas residuais reutilizadas podem ser avaliados através da seguinte expressão:

Crédito (kg$CO_2$e /$m^3$) = {[N] (mg/L) x 4 + [P] (mg/L) x 2} /1000; (59)

Sendo:

- [N] a concentração de azoto nas águas residuais reutilizadas;
- [P] a concentração de fósforo nas águas residuais reutilizadas.

**Eliminação de descargas nos meios recetores**

A avaliação das emissões de $N_2O$ associadas à descarga do efluente tratado nos meios recetores foi objeto de item anterior deste documento, no qual se propôs a consideração dos seguintes fatores de emissão propostos em Foley *et al.* (2008):

- para descarga em rios: 0,0003 kg$N_2O$/kgN descarregado;
- para a descarga em estuários: 0,0012 kg$N_2O$/kgN descarregado;
- para a descarga no mar: 0,002 kg$N_2O$/kgN descarregado.

Os créditos associados à reutilização de águas residuais são equivalentes às emissões que foram poupadas por via das descargas no meio recetor que a reutilização permitiu evitar e podem ser avaliadas através da aplicação da seguinte expressão:

Crédito (kg$CO_2$e /$m^3$) = FE (kg$N_2O$/kgN descarregado nos meios recetores) x [N](mg/L) / 1000 x 298; (60)

sendo:

- FE o fator de emissão, em função do meio recetor das águas residuais se elas não fossem reutilizadas;
- [N] a concentração de N nas águas residuais reutilizadas, antes do tratamento adicional para reutilização (concentração com que seriam lançadas no meio recetor se não se praticasse a reutilização);
- 298 a relação entre os potenciais de aquecimento global do $N_2O$ e do $CO_2$.

## 3.4 Balanço de emissões

O balanço entre débitos e créditos de emissões dará, geralmente (com exceção, apenas, de sistemas de reutilização com elevadas distâncias de transporte das águas residuais a reutilizar, situação que não ocorrerá por razões de viabilidade económica da reutilização), um valor negativo, isto é os créditos serão superiores aos débitos.

As formulações propostas neste documento para avaliação das emissões associadas ao tratamento de águas residuais assentaram na expressão dos resultados em kg$CO_2$e por metro

cubico de águas residuais tratadas. As mesmas metodologias aplicadas ao tratamento e elevação/transporte de águas residuais para reutilização conduzirão a avaliações de emissões de GEE expressas em $kgCO_2e$ por metro cúbico de águas residuais reutilizadas, as quais deverão ser transformadas em $kgCO_2e$ por metro cúbico de águas residuais tratadas, numa base comum com as avaliações dos outros processos de tratamento. Para efetuar esta transformação propõe-se a utilização da seguinte expressão:

$$\text{Avaliação } (kgCO_2e/m^3AR \text{ tratadas}) = \text{Avaliação } (kgCO_2e/m^3AR \text{ reutilizadas}) \times QmdAReu / QmdAR; \quad (61)$$

sendo:

- *QmdAR* o caudal médio diário anual de águas residuais tratadas ($m^3$/dia);
- Q*mdAReu* o caudal médio diário anual de águas residuais reutilizadas ($m^3$/dia).

O caudal médio diário anual de águas residuais reutilizadas será, necessariamente, uma previsão e será calculado dividindo o volume anual de águas residuais a reutilizar (previsão) por 365 dias.

# 4 ESTIMAÇÃO DO BALANÇO DE EMISSÕES ASSOCIADAS À VALORIZAÇÃO AGRÍCOLA E FLORESTAL DE LAMAS

## 4.1 Caracterização geral

A valorização de biossólidos no solo apresenta os seguintes potenciais débitos e créditos de emissões (CCME, 2009a):

- débitos: emissões diretas associadas ao armazenamento, ao transporte e à aplicação das lamas no terreno; e emissões fugitivas após a aplicação (essencialmente $CO_2$, resultante da dissolução dos carbonatos presentes na cal aplicada às lamas, e $N_2O$ resultante da volatilização do azoto);

- créditos: emissões correspondentes às emissões associadas à produção industrial dos fertilizantes reciclados; e o aumento do sequestro de carbono no solo proporcionado pela aplicação de biossólidos.

No caso de as lamas terem sido submetidas a tratamento de calagem, com utilização de um agente alcalinizante obtido por reciclagem, e os solos onde os biossólidos são aplicados carecerem de correção, haverá lugar a um crédito de emissões associado à reciclagem dos materiais alcalinizantes na correção dos solos.

## 4.2 Débito de emissões

### 4.2.1 Armazenamento de biossólidos

Ao armazenamento dos biossólidos, previamente ao seu encaminhamento para destino final, associam-se emissões de $CH_4$, associadas à eventual ocorrência de condições de anaerobiose, e de $N_2O$, associadas a eventuais processos biológicos de nitrificação/desnitrificação. A importância destas emissões dependerá muito das condições de estabilidade das lamas, das condições ambientais e de armazenamento, com especial relevância para as condições de confinamento e ventilação/desodorização.

No caso de as instalações de armazenamento serem confinadas e desodorizadas, as emissões podem ser consideradas negligenciáveis. Se a sicidade das lamas armazenadas for superior a 55%, as emissões de $CH_4$ e de $N_2O$ são muito limitadas e podem ser consideradas negligenciáveis (Brown *et al.*, 2008).

Os fatores de emissão podem ser estimados em 0,0091 $kgCH_4.m^{-3}.dia^{-1}$, para o metano, e em 0,00043 $kgN_2O.m^{-3}.dia^{-1}$, para o óxido nitroso.

Esta questão das emissões associadas ao armazenamento de biossólidos pode assumir uma grande importância, dada a exigência de capacidade de armazenamento de lamas para três meses de produção de lamas imposta pela nova legislação nacional (Decreto-Lei nº 73/2011 de 17 de Junho), a reforçar, previsivelmente, pela revisão (em curso) da Diretiva Lamas.

### 4.2.2 Transporte de biossólidos

As emissões associadas ao transporte de biossólidos, expressas em $kgCO_2e/tMS$, podem ser estimadas em função da capacidade dos veículos de transporte, da sicidade dos biossólidos a transportar, das distâncias até aos pontos de aplicação e dos consumos de combustível (eficiência) dos veículos de transporte. A estimativa de emissões será efetuada considerando o fator de emissão de 2,7 $kgCO_2e$ por litro de gasóleo consumido pelos veículos de transporte.

### 4.2.3 Aplicação de biossólidos no solo

O Decreto-Lei 276/2009, de 2 de Outubro, estabelece procedimentos específicos de aplicação de biossólidos no solo (imediato espalhamento e mistura homogénea e incorporação das lamas com o solo, com alfaia apropriada, de modo a garantir, no mínimo, uma mobilização superficial do solo) que implicam a utilização de equipamento mecânico adequado, cujo funcionamento origina emissões de $CO_2$.

Assumindo a aplicação no solo de 3 cargas de 12 $m^3$ por hora, com uma densidade de cerca de 1000Kg/$m^3$, e com uma concentração de matéria seca de 22%, por um trator com um consumo horário de 25 litros de fuel, a intensidade de utilização de fuel rondará o valor de 3,2 L fuel/t biossólidos MS (CCME, 2009a). Considerando que cada litro de fuel consumido emite 2,7 $kgCO_2e$, a esta intensidade de consumo corresponderá uma intensidade de emissão de 8,64 $kgCO_2e/tMS$ de biossólidos aplicados.

O aumento da sicidade das biossólidos a valorizar permitirá reduzir um pouco, mas não significativamente, as emissões associadas à aplicação dos biossólidos no terreno. De facto, embora o volume de lamas a aplicar baixe, o volume de solo a mobilizar durante a aplicação não variará significativamente.

A aplicação de fertilizantes e corretivos convencionais também provoca emissões, mas as exigências de espalhamento são menores, o mesmo acontecendo com as quantidades a movimentar. Por estas razões entende-se não ser de ponderar, no balanço global de emissões, a subtração das emissões associadas à aplicação dos fertilizantes convencionais que a valorização de biossólidos permitiu evitar.

### 4.2.4 Emissões fugitivas

**Emissões de $CO_2$ associadas à dissolução dos carbonatos presentes na cal utilizada no tratamento dos biossólidos**

A adição de carbonatos ao solo provoca emissões de $CO_2$ devidas à dissolução dos carbonatos. No caso de a cal presente nas lamas aplicadas no solo substituir a aplicação de outro agente corretivo (em solos necessitando de correção de pH) estas emissões podem não ser contabilizadas, uma vez que seria sempre necessária a aplicação do agente, independentemente da aplicação das lamas.

O IPPC estima (IPCC, 2006a) as emissões associadas à aplicação de cal em solos agrícolas e florestais em 0,12 toneladas de carbono por tonelada de cal. As emissões associadas à

conversão em $CO_2$ do carbono presente na cal podem assim ser avaliadas através da seguinte expressão:

$$CO_2(kgCO_2e/m^3) = CaCO_3\ (kg/dia) * 44/12 * 0,12 / Q\mathit{mdAR} \quad (62)$$

A relação 44/12 é a relação entre os pesos moleculares do $CO_2$ e do carbono.

Em West *et al.* (2005) são estimadas, com base numa revisão de dados de aplicação, emissões associadas à aplicação agrícola de cal de 0,059 toneladas de carbono por tonelada de cal, valor significativamente inferior ao referido no parágrafo anterior. Este facto parece estar associado à lixiviação do carbono para as águas subterrâneas.

No modelo *BEAM* são considerados três valores alternativos que podem ser escolhidos pelo utilizador do programa: o valor de 0,44 toneladas de carbono por tonelada de cal (hipótese extrema de todo o carbonato ser libertado para a atmosfera); o valor de 0,12 tC/t de cal (proposto pelo IPCC); e o valor de 0,059 toneladas de carbono por tonelada de cal (embora esteja, por lapso, indicado o valor de 0,0059) sugerido em West *et al.* (2005).

**Emissões fugitivas de $CH_4$**

Os biossólidos são aplicados em solos onde se verificam condições de aerobiose, pelo que o potencial de emissão de metano é negligenciável (Brown *et al.*, 2010).

**Emissões fugitivas de $N_2O$**

As emissões de $N_2O$ e, em particular, as associadas à volatilização do azoto aplicado nos solos sob a forma de fertilizantes, constituem uma das matérias onde se verificam maiores necessidades de investigação. Estas emissões ocorrem principalmente quando a relação C/N das lamas valorizadas é inferior a 30. O IPCC estabelece valores por defeito para emissões de $N_2O$ associadas à utilização de fertilizantes, por volatilização do azoto, propondo um fator geral de emissão de 1% do azoto total aplicado, para fertilizantes sintéticos, e admitindo valores mais elevados, até da ordem dos 2%, para estrumes e chorumes de explorações pecuárias (IPCC, 2006a).

Em CCME (2009) são expostas as conclusões de estudos de investigação referenciados em Rochete *et al*. (2007), Grant *et al.* (2006) e Ball *et al.* (2004), desenvolvidos com o objetivo de avaliar a importância dos seguintes parâmetros determinantes deste fator de emissão: tipo de biossólidos e de fertilizantes; textura dos solos; e parâmetros climáticos. As principais conclusões foram as seguintes:

- os estudos referenciados em Rochette *et al.* (2007), desenvolvidos em 2000, determinaram fatores de emissão variando entre 0,6, 1,2 e 1,65%, o que levou os autores a considerarem adequado o fator de 1,25% à data sugerido pelo IPCC;

- nos solos do Canadá, onde se desenvolveram os estudos referenciados em Grant *et al.* (2006), revelou-se mais adequado, para a avaliação da aplicação de estrumes de porco, a consideração de um fator de emissão de 0,75%, ligeiramente inferior ao de 1% considerado para fertilizantes sintéticos;

- a precipitação é um fator climático condicionante, podendo o fator de emissão baixar até 25% em anos de precipitação abaixo da média, ou subir até 25% nos anos de precipitação acima da média;

- em relação à textura dos solos onde são aplicados os biossólidos:

- o fator de emissão pode baixar até 50% em solos arenosos;

- em solos com mais de 30% de argila, o fator de emissão pode duplicar;

- nos casos de desconhecimento das características dos solos, será adequada a utilização do valor por defeito de 1% definido pelo IPCC.

Os estudos de Ball *et al.*, que se basearam na aplicação de diferentes tipos de biossólidos (chorumes animais, biossólidos compostos, biossólidos peletizados e biossólidos digeridos), revelaram não existir uma variação significativa do fator de emissão com o tipo de biossólidos aplicados (Ball *et al.*, 2004).

Na tabela S3 da referência Brown *et al*. (2010) é apresentado um conjunto de dez referências bibliográficas de estudos práticos de aplicação de biossólidos e fertilizantes, visando a observação das perdas por volatilização do azoto na forma de óxido nitroso, sumarizando-se as condições de desenvolvimento da aplicação e das medições e referenciando os valores obtidos. Naquela tabela são apresentados os resultados dos estudos de Rochette *et al.*, Grant *et al.* e Baal *et al.*, a que já acima se fez referência. Na Tabela I.4.1 são apresentadas as principais conclusões de quatro dos estudos referenciados na tabela S3 da fonte atrás referida, os quais envolveram a aplicação de biossólidos. As emissões $N_2O$ por perda de azoto, obtidas nestes estudos, variam entre 0,05% e 0,8% do Azoto total aplicado, no caso de aplicação de biossólidos.

A análise efetuada aos valores referenciados permite concluir que as perdas de azoto associadas à aplicação de biossólidos são inferiores às que se verificam no caso da aplicação de fertilizantes sintéticos. Assim, as perdas de azoto na forma de óxido nitroso, estimadas através do valor de 1% proposto pelo IPPC para o caso de aplicação de fertilizantes sintéticos, estarão sobreavaliados para o caso da aplicação de biossólidos.

No modelo *BEAM* foram adotados valores de 2,3% em solos finos e de 0,5% em solos grosseiros. Estes valores foram considerados também no modelo *GEEM-WWT* desenvolvido no âmbito desta tese.

## 4.3 Crédito de emissões

### 4.3.1 Créditos associados à reciclagem de nutrientes

Na referência Smith *et al.* (2001) são apresentados os resultados de uma pesquisa sobre as intensidades de emissão da produção de fertilizantes a nível da Comunidade Europeia. São apresentados valores de consumo de energia e de emissões de $CO_2$ para os nutrientes azoto e fósforo e para o micronutriente potássio, referindo-se, para cada um, os melhores valores (para as melhores tecnologias (BAT) à data disponíveis) e os valores médios ao nível da Comunidade Europeia. Os resultados apresentados encontram-se transcritos na Tabela I.4.2.

De acordo com ROU (2007) as emissões associadas à produção de fertilizantes N e P assumem os valores de 4,14 kg$CO_2$e/kgN e 1,91 kg$CO_2$e/kgP (efetuando o somatório das emissões de $CO_2$, $CH_4$ e $N_2O$ indicadas na tabela 7.8 daquela fonte, transformadas em $CO_2$ equivalente).

**Tabela I.4.1 - Referências a estudos no âmbito das emissões de $N_2O$ por volatilização do Azoto em aplicação de biossólidos nos solos**

| Autores/data do estudo | Título do Estudo | Publicação | Fertilizantes aplicados<br>Perda de Azoto na forma de $N_2O$ (%) |
|---|---|---|---|
| Stuczynski,T., McCarty, G., 2007. | *Assessing the potential for greenhouse gas emissions from sewage sludge*. | Poster apresentado no *Soil Science Society of America annual meetings*, New Orleans, LA, Nov | Aplicação de biossólidos digeridos anaerobiamente com 10% de MS em solo argiloso estruturado. Foram observadas perdas de 0.21% do N total. Verificou-se um decrescimento das perdas com o crescimento da relação C:N. |
| Scott, A., Ball, B.C., Crichton, I. J., Aitken, M.N., 2000. | *Nitrous oxide and carbon dioxide emissions from grassland amended with sewage sludge* | Soil Use Manage 16:36-41 | Aplicação de biossólidos e de fertilizantes sintéticos. Verificadas perdas até 1% do N total em solos mal drenados com elevados níveis de precipitação. Perdas mais observadas variando entre 0.3% e 0.8% do N total.<br>Na aplicação de fertilizantes sintéticos observaram-se perdas maiores, atingindo os 3% do N total. |
| Peterson, S.O. 1999. | *Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley* | J. Environ. Qual. 28:1610-1618 | Aplicadas lamas digeridas, chorumes líquidos e fertilizantes sintéticos em solos argiloarenosos na Dinamarca. As perdas verificadas foram (% N total):<br>- lamas e fertilizantes sintéticos – 0,14 a 0,34%<br>- chorumes líquidos – 0,35 a 0,65%. |
| Goodroad,L.L., Keeney, D.R., Peterson,L.A. 1984. | *Nitrous oxide emissions from agricultural soils in Wisconsin* | J. Environ. Qual. 13:557-561 | Aplicação de biossólidos e de chorumes da indústria de lacticínios. Aplicações anuais de 440 kgN/ha e 330 kg/ha, de biossólidos e de chorumes, respetivamente.<br>Perdas verificadas:<br>- aplicação de biossólidos – 0,05 a 0,4%<br>- aplicação de chorumes – 0,4 a 1,9% |

(Adaptado de Brown *et al*., 2010)

Em CCME, 2009, é sugerido o critério, considerado no modelo *BEAM*, de não ser considerado o crédito de emissões associado à reciclagem de Potássio e dos micronutrientes. As fugas por lixiviação de N e P na valorização de biossólidos são bastante inferiores às que se verificam no caso da utilização de fertilizantes sintéticos, facto que também não será tido em conta nesta avaliação. Estes dois factos tornam as estimativas de créditos de emissões associadas à valorização de biossólidos bastante conservativas. Isto é, os créditos de emissão associados à valorização agrícola de biossólidos serão avaliados por defeito. No modelo *BEAM* são

considerados valores por defeito de 4 e 2 $kgCO_2e/kg$ para o Azoto e para o Fósforo, respetivamente. Estes valores foram considerados no modelo *GEEM-WWT*.

Na tabela S4 de Brown *et al*. (2010) é apresentado um conjunto de referências bibliográficas apontando valores de emissões para a produção transporte e aplicação de fertilizantes sintéticos N e P. Os valores propostos pelas diferentes fontes variam entre 3,1 e 4,7 $kgCO_2/kgN$, com exceção de (IPCC, 2006a) onde é proposto um valor mais baixo, referido apenas à produção do fertilizante. Em relação ao Fósforo são propostos valores variando entre 1,78 e 4,86 $kgCO_2e/kg$ de P.

De salientar que, uma vez que no balanço de emissões associadas à valorização agrícola de biossólidos se contabilizam as emissões afetas ao seu transporte e à sua aplicação, os valores a considerar de emissões associadas à poupança de fertilizantes deverá também contabilizar as emissões associadas ao transporte e aplicação desses fertilizantes (para além da sua produção).

#### 4.3.2 Crédito associado à aplicação da cal

No caso de a cal utilizada na calagem das lamas ter sido obtida por reciclagem e os solos onde os biossólidos são aplicados carecerem de correção, verifica-se um crédito de emissões correspondente à poupança de emissões associada ao fabrico da cal, ou de outro agente corretivo de solos, que foi poupada com a valorização dos biossólidos.

#### 4.3.3 Sequestro de carbono no solo

O IPCC, embora recomende o melhoramento orgânico dos solos, não prevê fatores específicos para a estimação do aumento do sequestro no solo proporcionado por este melhoramento (CCME, 2009a).

No âmbito dos estudos desenvolvidos pelo *Canadian Council of Ministers of the Environment* – CCME, foram efetuadas determinações de carbono total num conjunto de solos em Highland Valley Copper, tendo sido registados os seguintes valores, na camada superficial de 15 cm de espessura dos solos analisados (CCME, 2009a):

- em solos onde não haviam sido aplicados biossólidos: 0,57%;
- em solos tratados com 133 t/ha de biossólidos: 2,32%;
- em solos tratados com 139 t/ha de biossólidos: 2,54%.

O acréscimo de carbono rondou, assim, o valor de 1,75%. Considerando uma densidade do solo de 1,3 $t/m^3$, a camada superior de solo de 15 cm de espessura terá um peso de cerca de 2000 t/ha. Aquela percentagem traduz-se assim numa acumulação de 34 tC/ha, o que corresponde a um sequestro de $CO_2$ de 125 t/ha. Considerando a aplicação de cerca de 133 kg de biossólidos por ha, como atrás referido, este sequestro traduz-se em cerca de 0,9 toneladas de $CO_2$ sequestrado por tonelada de matéria seca em biossólidos aplicados.

**Tabela I.4.2 - Emissões associadas à produção de fertilizantes minerais**

| Fertilizante | Consumo de energia MJ/kg nutriente | | Emissões de GEE (kg$CO_2$e /kg nutriente)[43] | | Emissões de GEE (kg$CO_2$e /kg elemento) | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Média CE | Melhor (BAT) | Média CE | Melhor (BAT) | Média CE | Melhor (BAT) |
| N | 35,3 | 1,82 | 5,29 | 2,45 | 5,29 | 2,45 |
| P em $P_2O_5$ | 36,2 | 1,87 | 0,22 | -0,59 | 0,52 | -1,38 |
| K em $K_2O$ | 11,2 | 0,58 | 0,31 | 0,11 | 0,38 | 0,13 |

Fonte: (Smith *et al.*, 2001)

No âmbito dos mesmos estudos referidos no parágrafo anterior, foram também efetuadas amostragens em aplicações de biossólidos em campos de trigo de sequeiro, campos de pastagens e em solos melhorados com composto.

Com base nos resultados destas amostragens e nos resultados referidos no parágrafo anterior, propõe-se em CCME (2009), a adoção de um valor, considerado conservativo para a generalidade dos tipos de culturas e cultivares, de 0,25 toneladas de $CO_2$ por tonelada de biossólidos aplicados (em termos de matéria seca).

Na tabela S2 da referência Brown *et al.* (2010) são apresentados valores de sequestro de carbono observados em solos onde foram aplicados biossólidos, com valores variando entre 0,3 e 1,74 toneladas de $CO_2$ por tonelada de biossólidos (expresso em matéria seca).

[43] De referir que as unidades das emissões no quadro A5.49 da referência citada se encontram referidas ao quilo e não à tonelada como, por lapso, é indicado naquele quadro.

## APÊNDICE 2 – DESCRIÇÃO DO MODELO DE CÁLCULO AUTOMÁTICO *GEEM-WWT* PARA ESTIMAÇÃO DE EMISSÕES DE GEE NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

***GEEM-WWT – Greenhouse Gas Emissions Estimation Model for Wastewater Treatment***

### 1 ESTRUTURA DO MODELO

O modelo *Greenhouse Gas Emissions Estimation Model for Wastewater Treatment* - *GEEM-WWT*, desenvolvido em folha de cálculo *Excell*, aplica as metodologias e formulações de avaliação de consumos (energéticos e de materiais) e de emissões de GEE descritas no apêndice 1 desta tese. O modelo apresenta uma estrutura semelhante à do modelo *Biosolids Emissions Assessment Model* - *BEAM* desenvolvido pelo *Canadian Council of Ministers of the Environment* - CCME, revelando, contudo, as seguintes características diferenciadoras e inovadoras:

- abordagem global da linha processual de uma ETAR e das diferentes atividades associadas ao seu funcionamento, ao longo de todo o ciclo do processo, desde a entrada das águas residuais na ETAR até à descarga/reutilização das águas residuais tratadas, passando pela deposição final/valorização dos subprodutos do tratamento;

- enquadramento de diferentes formas de produção e utilização de energia;

- admissão de sazonalidade das afluências de águas residuais à ETAR;

- expressão dos resultados das avaliações de forma consonante com a sua aplicação no roteiro proposto nesta tese.

A estrutura do modelo, apresentada esquematicamente na Figura II.1.1, engloba as seguintes folhas de cálculo, em *Excell*:

● folha: "*Dados de base*", contendo os dados gerais;

● folha: "*Resumo e tratamento gráfico*" de introdução dos dados e de definição da linha processual de tratamento e das soluções de destino final dos subprodutos. Esta folha apresenta também os resultados das avaliações de consumos energéticos e de emissões, discriminadas pelas diferentes OPU e atividades da ETAR, com indicação dos valores globais, anuais e por metro cúbico de águas residuais tratadas. Processa também uma ilustração gráfica da distribuição das estimativas das emissões anuais e das intensidades de emissão pelas seguintes áreas do tratamento:

- tratamento preliminar e primário;
- tratamento biológico;
- tratamento e destino final/valorização de lamas;
- desodorização;
- serviços/atividades gerais;

● um conjunto de folhas de cálculo para avaliação de emissões, respeitando, cada uma, a uma das seguintes OPU da fase líquida da linha processual de uma ETAR (consideradas as OPU mais correntes):

- tratamento preliminar e primário;

- reatores biológicos aeróbios e anóxicos, em biomassa suspensa;
- reatores biológicos anaeróbios, em biomassa suspensa;
- reatores de biomassa fixa - leitos percoladores;
- reatores de biomassa fixa - biofiltração;
- lagoas anaeróbias;
- lagoas arejadas ou facultativas;
- processos físico-químicos;
- filtração física de águas residuais (microtamização e filtração em areia);
- desinfeção por radiação UV;
- leitos de macrófitas;
- descarga de águas residuais tratadas;

● folha "*Reutilização*" para cálculo do balanço de consumos e de emissões relativo à reutilização de águas residuais tratadas;

● um conjunto de folhas de cálculo para avaliação de emissões, respeitando, cada uma, a uma das seguintes OPU da fase sólida da linha processual de uma ETAR (consideradas as OPU mais correntes):

- regularização/armazenamento de lamas;
- espessamento;
- digestão aeróbia;

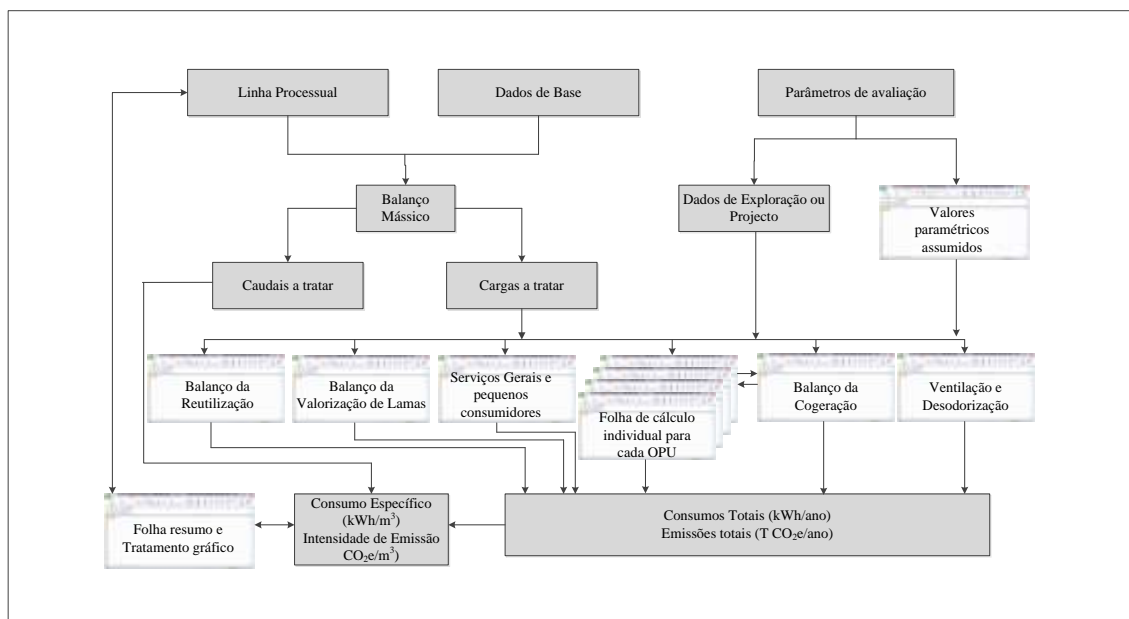



**Figura II.1.1- Apresentação esquemática da estrutura do modelo *GEEM-WWT***

- hidrólise térmica;
- digestão anaeróbia;
- desidratação;
- secagem térmica;
- secagem solar;
- estabilização química (calagem, convencional ou avançada);

- deposição final em aterro;
- valorização agrícola e florestal;
- compostagem;
- combustão/valorização energética;

● folha “*Balanço da cogeração*” de cálculo do balanço de consumos e emissões relativo à cogeração, ligada com a folha de cálculo da digestão anaeróbia e com as folhas relativas às OPU que utilizam calor proveniente da cogeração, por forma a permitir uma avaliação global integrada de consumos energéticos e de emissões deste conjunto de OPU;

● folha “ *Balanço da valorização de lamas no solo*” de cálculo do balanço de consumos e emissões associado à valorização agrícola/florestal de lamas;

● folha “*Ventilação e Desodorização*” para estimação dos consumos e das emissões associadas a instalações de desodorização (em biofiltração ou por lavagem química);

● folha “*Serviços gerais*” para estimação dos consumos e emissões associadas aos equipamentos consumidores não enquadrados nas OPU e aos consumos e atividades gerais na ETAR;

● folha *“Valores paramétricos por defeito*” contendo os valores assumidos para os parâmetros de cálculo das emissões nas diferentes OPU e atividades, a adotar quando não existir outra informação.

Na Figura II.1.2 é apresentada, de forma esquemática, a estrutura do modelo de estimação utilizado nas folhas de cálculo individuais das diferentes atividades e OPU integradas na linha processual de tratamento. Como se verifica pela análise desta figura, as emissões diretas (*scope* 1) associadas a processos biológicos de tratamento, à deposição de subprodutos, a transportes, e à utilização de combustíveis fósseis são avaliados com base na consideração de fatores de emissão.

As emissões indiretas associadas à utilização de energia elétrica comprada (*scope 2*) e à utilização de materiais e reagentes são avaliados através da consideração de intensidades carbónicas.

Os créditos de emissões associados a valorização de materiais (*scope* 3) e à recuperação/valorização energética (*scope* 1 e *scope* 2) são avaliados considerando as intensidades carbónicas das transformações energéticas e das produções dos materiais utilizados.

O modelo avalia as emissões de $CO_2$, $CH_4$ e $N_2O$, classificadas nos *scopes* 1,2 e 3. As emissões de $CH_4$ e $N_2O$ são transformadas em emissões equivalentes de $CO_2$, utilizando como fatores de transformação as relações entre os potenciais de aquecimento global destes gases e o do $CO_2$. Os valores destes potenciais figuram em células da folha de dados de base, podendo ser corrigidos em função dos valores que vão sendo publicados na bibliografia, nomeadamente nos relatórios do IPCC.

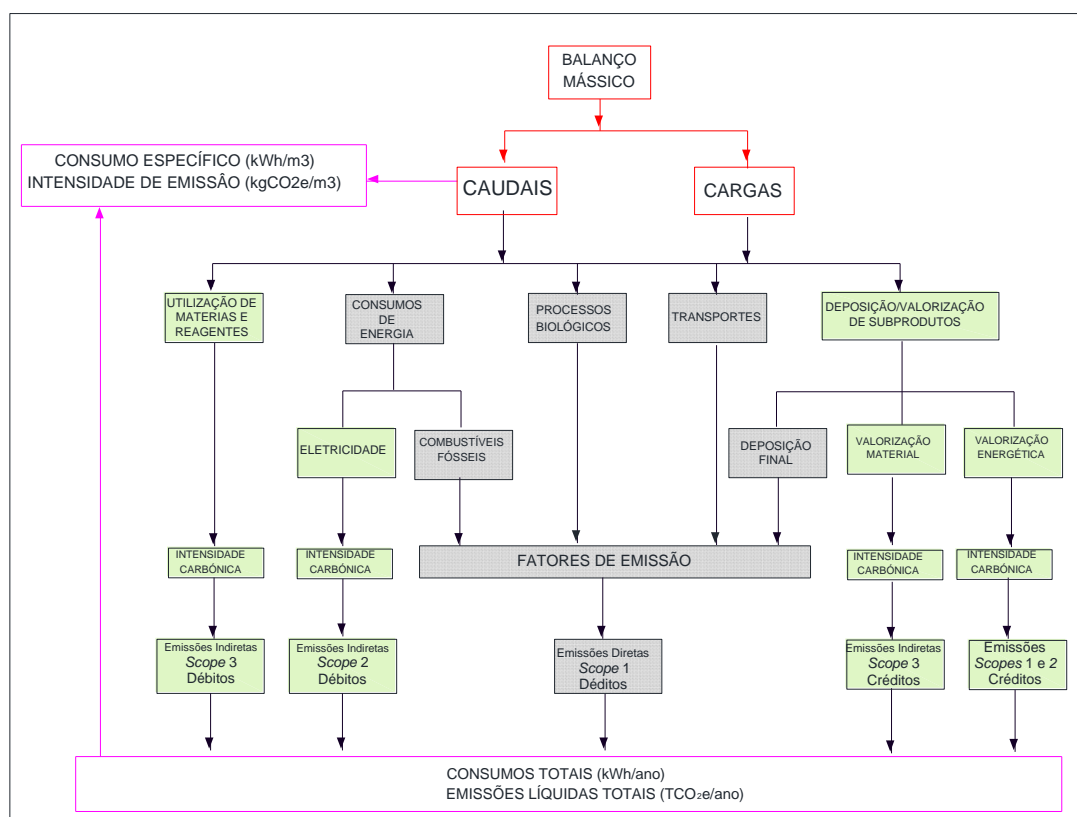



**Figura II.1.2 - Modelo de estimação utilizado nas folhas de cálculo individuais das diferentes atividades e OPU**

As emissões de $CO_2$ de origem biogénica não são objeto de contabilização. As emissões de $CO_2$ associadas à queima de biogás são avaliadas, mas individualizadas, uma vez que, devendo constar do relatório, não são objeto de contabilização nos totais anuais de emissões de GEE. Contudo, as emissões fugitivas de $CH_4$ e $N_2O$ associadas a esta queima são contabilizadas, pois são consideradas de origem antropogénica.

Cada folha de cálculo possui três áreas de células: uma de entrada de dados, uma de elaboração de cálculos e outra de apresentação de resultados.

As folhas estão interligadas entre si. A folha "*Resumo e tratamento gráfico*" importa os valores das estimativas de consumos e emissões das diferentes OPU e atividades associadas à linha processual da ETAR em estudo, a partir das respetivas folhas de cálculo.

Os dados relativos a consumos (energia e reagentes) das diferentes OPU e atividades podem ser obtidos e introduzidos nas folhas de três formas:

- resultarem de dados de exploração reais, em instalações existentes, ou de previsões dos projetos, em instalações projetadas;

- serem avaliados em cálculos estimativos, com base em parâmetros caracterizadores das diferentes OPU relativamente aos quais se podem fazer estimativas de valor;

- serem estimados a partir de comparações com valores por defeito a considerar no caso de ausência de informação.

As células de entrada de dados encontram-se coloridas a amarelo. As células cujos valores resultam de cálculos encontram-se coloridas a verde. Destas, algumas encontram-se protegidas, mas outras podem ser alteradas, podendo os valores calculados ser substituídos por valores introduzidos pelo utilizador, no caso de existência de informação real de exploração (estas células contém documentários explicativos).

As células contendo valores para utilização por defeito encontram-se assinaladas a azul.

O modelo permite a consideração de sazonalidade nas afluências de águas residuais à ETAR, aceitando dados e produzindo resultados diários em época baixa e época alta, sendo os valores anuais calculados em função da duração de cada época. No caso de uma instalação cujas afluências não apresentem características de sazonalidade, deverão ser introduzidos dados nas células correspondentes a época alta e considerada uma duração de 365 dias para esta época.

# 2 UTILIZAÇÃO DO MODELO

## 2.1 Passos a dar na utilização do modelo

A utilização do modelo envolve a realização dos seguintes passos:

1- Definição da linha processual de tratamento a analisar, seja a linha de uma ETAR existente ou projetada cujas emissões se pretende avaliar, seja a linha processual resultante de uma medida de redução de emissões equacionada para uma ETAR, medida cujo potencial de redução se pretende avaliar;

2- Estabelecimento do balanço mássico do funcionamento da ETAR, considerando as afluências, verificadas (no caso de se tratar de uma estimação para a situação atual) ou projetadas (referida a um ano passado ou a um ano futuro), no ano de referência considerado. Os fluxos a considerar neste balanço serão função da linha processual a analisar e do conjunto de OPU e atividades nela englobadas. Os parâmetros considerados são os seguintes: caudal, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, carência bioquímica de oxigénio (5 dias a 20ºC), azoto total e gorduras;

3- Gravação de uma versão do modelo com atribuição, ao respetivo ficheiro, de um nome identificativo da ETAR, do cenário, da medida/ação de redução em análise (ou da situação de referência se for esse o caso) e do ano de referência da estimação de consumos energéticos e emissões;

4- Preenchimento da folha “*Dados de base*” da ETAR;

5- Preenchimento da folha “*Resumo e tratamento gráfico*”, indicando as OPU integradas na linha processual da ETAR. Da lista de OPU contempladas no modelo, as que entram na linha processual são identificadas com a escrita, na célula respetiva, de um texto descritivo diferente de “*não*”, por exemplo “*sim*”. Esta folha recolhe as avaliações de consumos energéticos e de emissões das folhas de cálculo das OPU identificadas como integrando a linha de tratamento da ETAR e apresenta graficamente os resultados;

6- Verificação dos valores paramétricos a considerar nas avaliações de consumos e emissões, constantes da folha *“Valores paramétricos por defeito*”, e realização de eventuais correções;

7- Inserção dos dados de base para estimativa de emissões e consumos nas folhas de cálculo relativas às OPU e atividades identificadas como integradas na linha de tratamento. No caso de não se dispor de informação de exploração ou de projeto, poderão ser efetuadas estimativas de consumos seguindo as metodologias propostas e explicadas nas folhas ou adotando os valores por defeito (células coloridas a azul que importam os valores constantes na folha *“Valores paramétricos por defeito*”) no caso de ausência de informação;

8- Preenchimento das folhas de cálculo das OPU integradas na cogeração (quando existente) e da folha de cálculo relativa à cogeração, segundo a metodologia descrita nos dois itens seguintes;

9- Verificação de todas as folhas e de que todas as células de entrada de dados (a amarelo) se encontram preenchidas;

10- Análise dos resultados, na folha resumo de consumos e emissões.

As folhas de cálculo contêm comentários explicativos da forma de preenchimento das células e das metodologias de estimação.

## 2.2 Preenchimento das folhas de cálculo das OPU integradas na cogeração

A cogeração de energias térmica e elétrica pode englobar, normalmente, as seguintes OPU:

- a digestão anaeróbia que produz biogás (valorizado e utilizado como fonte primária na instalação de cogeração) e que utiliza calor recuperado da cogeração para aquecimento dos digestores;

- outras OPU que podem também utilizar o calor recuperado na cogeração, como a hidrólise térmica, a desidratação, a calagem avançada e a secagem térmica.

O preenchimento das folhas de cálculo relativas à cogeração e a estas OPU deverá ser efetuado de forma conjunta e integrada, segundo a sequência apresentada na Figura II.2.1, segundo os seguintes passos:

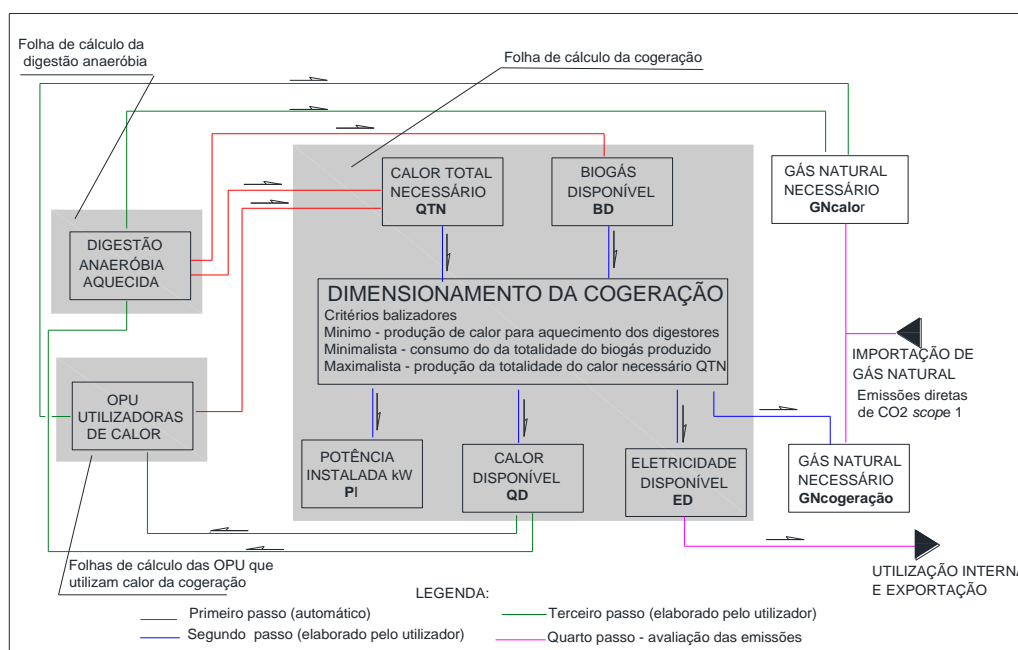



**Figura II.2.1 – Sequência de preenchimento das folhas de cálculo da cogeração e das OPU nela integradas.**

1- Preenchimento, em primeiro lugar, das folhas relativas às OPU que utilizam calor proveniente da cogeração, o que permitirá uma avaliação das necessidades de calor de cada uma, necessidades estas comunicadas automaticamente à folha "*balanço da cogeração*"; as disponibilidades de biogás, avaliadas na folha de cálculo da digestão anaeróbia, são comunicadas também à folha de "*balanço da cogeração*".

2- Dimensionamento da cogeração, em termos da sua capacidade de produção de calor, efetuado pelo utilizador na folha "*balanço da cogeração*". Este dimensionamento estará balizado pelos seguintes critérios:

- um critério mínimo correspondente ao dimensionamento para a produção do calor estritamente necessário ao aquecimento dos digestores;

- um critério minimalista de um dimensionamento correspondente apenas à utilização do biogás disponível produzido na digestão anaeróbia;

- e um critério maximalista correspondente à satisfação das necessidades totais de calor de todas as OPU a partir do calor recuperado na cogeração (com a importação das quantidades de gás natural necessárias para complementar as disponibilidades do biogás e com exportação do eventual excesso de energia elétrica produzida).

No item seguinte são descritos os condicionamentos a considerar na opção por um destes critérios.

3- Depois de dimensionada a cogeração, em termos de produção de calor (ou partindo da capacidade conhecida no caso de uma instalação existente), o calor produzido será distribuído pelas OPU, integradas na cogeração, em função do critério adotado no dimensionamento da cogeração (ou adotada a distribuição real observada numa instalação existente), distribuição esta efetuada na folha de cálculo da cogeração, com os valores de disponibilidades de calor para cada OPU comunicadas automaticamente à respetiva folha. O biogás disponível não utilizado em cogeração será distribuído pelas OPU utilizadoras de calor. O eventual excesso de biogás será queimado em *flaire*.

4- Por fim, serão revisitadas as folhas de cálculo das OPU utilizadoras do calor recuperado na cogeração e analisados os consumos de energia primária necessários para complementar o calor proveniente da cogeração, avaliando a eventual necessidade de algum ajuste. As emissões de GEE associadas à cogeração e às OPU integradas na cogeração serão avaliadas em função das quantidades de energia elétrica comprada utilizadas e das quantidades de calor utilizadas (estas últimas provenientes da cogeração ou de caldeiras, ambas as origens alimentadas a biogás ou gás natural).

A energia elétrica obtida na cogeração, na quota-parte gerada pelo biogás, e a totalidade do calor recuperado da cogeração são considerados não emissores. O calor obtido em caldeiras alimentadas a biogás também é considerado não emissor.

### 2.3 Preenchimento da folha de cálculo "*Balanço da cogeração*"

A folha da cogeração recebe automaticamente a informação das necessidades de calor de cada uma das OPU integráveis no processo de cogeração, isto é, todas aquelas que necessitam ou podem usar calor de forma útil, e efetua o dimensionamento da instalação de cogeração para os três critérios atrás referidos: mínimo, minimalista e máximo.

Tendo em conta estes dimensionamentos limite e com base em critérios técnicos e económicos e considerando eventuais condicionantes impostas pela ligação à RESP e pelo enquadramento administrativo e jurídico da cogeração, o utilizador fará o dimensionamento da cogeração,

balizado pelos valores obtidos segundo aqueles três critérios, avaliando as disponibilidades de calor e procedendo à sua distribuição pelas diferentes OPU (pelas respetivas folhas de cálculo, de forma manual).

Numa primeira etapa, automática, a folha "*balanço da cogeração*" importa os valores das necessidades de calor a partir das folhas de cálculo das diferentes OPU que utilizam calor da cogeração e importa o valor da disponibilidade de biogás da folha da digestão anaeróbia. Numa segunda etapa, o utilizador, em função da opção por um dos três critérios, como acima referido, distribui o calor disponível (para o dimensionamento da cogeração adotado) pelas diferentes OPU utilizadoras desse calor.

No caso de instalações de cogeração existentes será considerado o dimensionamento real e as disponibilidades reais de calor e a sua distribuição pelas OPU utilizadoras desse calor.

Os consumos de gás natural são estimados em função das necessidades para complementar as disponibilidades de biogás, tendo em conta o dimensionamento da cogeração adotado pelo utilizador, sendo os valores obtidos utilizados na estimativa dos respetivos débitos de emissões. Quando os valores dos consumos de gás natural dão negativos, significa que as disponibilidades de biogás não foram totalmente consumidas (o que acontecerá, normalmente, no caso do critério mínimo de dimensionamento da cogeração).

As produções de energia elétrica são estimadas, de forma automática, e consideradas na avaliação dos respetivos créditos de emissões.

A folha da cogeração emite avisos quando ocorrem algumas situações duvidosas carecendo de verificação, como é o caso, por exemplo, de se distribuir mais calor do que o produzido na cogeração, ou de não se distribuir a totalidade do calor (o que faria com que o calor produzido não fosse útil na sua totalidade, comprometendo o espirito da cogeração e pondo em causa o cumprimento de algumas cláusulas do seu regime remuneratório).

### 2.4 Preenchimento da folha de cálculo "*Serviços gerais e pequenos consumidores*"

Nem todos os consumidores técnicos de energia se encontram agregados às principais OPU ou àquelas cuja importância justifica a sua consideração individualizada no modelo de cálculo proposto. Significa isto que a consideração das folhas de cálculo das diferentes OPU e o somatório dos consumos estimados associados a cada uma não conduz a uma estimativa do consumo total da ETAR. De facto ficariam de fora da estimação os pequenos consumidores e os consumos gerais e administrativos.

Na folha "*Serviços gerais e pequenos consumidores*" são considerados estes consumos, os quais podem ser estimados de duas formas:

- no caso de instalações previstas ou projetadas, através da consideração de percentagens, relativamente ao consumo total estimado para as OPU consideradas, uma para pequenos consumidores técnicos não enquadrados em OPU, e outra para consumos gerais e administrativos;

- nos casos de instalações existentes em que é conhecido o consumo total da instalação, através da subtração entre esse valor total e o somatório das estimativas de consumo das diferentes OPU que constituem a linha de tratamento e que foram tratadas individualmente nas folhas de cálculo.

# 3 LIMITAÇÕES DO MODELO

## 3.1 O modelo não é exaustivo

O modelo proposto não é exaustivo, relativamente às operações e processos unitários (OPU) e atividades envolvidas no tratamento de águas residuais, contemplando apenas aquelas que envolvem operações e processos já provados e cuja aplicação é mais comum.

No caso de uma instalação que inclua OPU ou atividades não incluídas no modelo, haverá que elaborar as correspondentes folhas de cálculo individuais de estimação de consumos energéticos e emissões de GEE, seguindo a mesma estrutura das folhas já contempladas no modelo, interligada com a folha "*Resumo e tratamento gráfico*". Esta folha deverá ser alterada com inserção de uma linha adicional por cada atividade ou OPU adicional introduzida.

## 3.2 Incerteza dos resultados

Na avaliação e utilização das estimativas dos consumos de energia e de emissões de GEE obtidas com a aplicação do modelo deverá ser devidamente considerada a margem de incerteza das mesmas, a qual decorre de razões que se podem agrupar em dois conjuntos.

No primeiro conjunto incluem-se as seguintes razões, relacionados com dificuldades e incertezas na aplicação das metodologias e formulações propostas para a estimação de emissões de GEE:

1- os fatores de emissão associados a determinados processos biológicos não são ainda suficientemente conhecidos, especialmente os fatores de emissão de óxido nitroso em processos do ciclo do azoto;

2- as emissões, ou os créditos de emissões, incorporadas em determinados produtos e reagentes utilizados ou reciclados nos processos de tratamento de águas residuais não são ainda objeto de critérios de avaliação que possam ser considerados consensuais;

3- a intensidade carbónica da energia elétrica consumida, que é o parâmetro determinante da avaliação das emissões indiretas (*scope* 2), varia de ano para ano, em função da taxa de incorporação de FER na produção elétrica nacional;

4- a estimação dos consumos e das emissões de OPU englobadas no processo de cogeração de calor e eletricidade, normalmente com valorização de biogás, pressupõe determinados critérios de conceção/dimensionamento que dependem de legislação/regulamentação e de regulação da atividade de cogeração;

5- determinados critérios e metodologias, resultantes de propostas inovadoras nesta tese (como por exemplo alguns casos de atribuição de créditos de emissão a determinadas atividades e OPU), serão certamente objeto de discussão futura, não podendo ainda, nesta fase, ser considerados consensuais.

No segundo conjunto de razões, associadas à incerteza do conhecimento dos dados de base necessários para a estimação das emissões, incluem-se as seguintes:

a) os consumos de energia elétrica em cada OPU não são, normalmente, conhecidos, mesmo em instalações de tratamento existentes (os consumos não são, normalmente, objeto de medição individualizada por OPU), sendo estimados em função de informação obtida nos projetos e nos manuais de exploração das instalações, ou de uma avaliação previsional no caso de instalações previstas que não dispõem ainda de projeto;

b) determinados processos interferem nas emissões de GEE de forma diferenciada e muito variável, em função dos condicionalismos locais e dos procedimentos adotados na exploração das instalações, por vezes desconhecidos ou insuficientemente conhecidos.

## 4 NECESSIDADES DE DESENVOLVIMENTO FUTURO

O modelo proposto terá certamente, dada a pluridisciplinaridade de conhecimentos necessária à abordagem das matérias envolvidas no seu desenvolvimento, algumas falhas e inconsistências. Por esta razão, e também pelas limitações e incertezas atrás identificadas, a proposta apresentada carece de desenvolvimento futuro.

De salientar a necessidade da manutenção futura de uma concertação entre a forma de integração da cogeração no processo global de uma ETAR considerada no modelo e a evolução do quadro legislativo e remuneratório da cogeração e da legislação no domínio do licenciamento de aproveitamentos de fontes renováveis de energia e da injeção de energia elétrica na RESP.

O modelo proposto necessitará de uma atualização permanente, em função:

- dos avanços do conhecimento no domínio dos fatores de emissão de GES nas diferentes operações e processos e das intensidades carbónicas das fontes energéticas e dos materiais utilizados.
- da evolução científica e tecnológica, através da incorporação, na ferramenta técnica proposta, das tecnologias e operações e processos emergentes no tratamento de águas residuais, à medida que vão dando provas.

O modelo poderá ser objeto de melhoramento futuro a dois níveis:

- ao nível da sua abrangência, com inclusão de novas operações e processos de tratamento de águas residuais, em particular os aplicáveis em sistemas e soluções descentralizadas;
- ao nível da facilidade de utilização, com melhoria nas formas de entrada de dados e de apresentação dos resultados.

## 5 FOLHAS DE CÁLCULO

Nas figuras das páginas seguintes (Figura II.5.1 a Figura II.5.3) são apresentadas, a título de exemplo e para ilustrar a descrição atrás efetuada, imagens de três folhas de cálculo: “*Reatores aeróbios de remoção de matéria carbonácea e azotada*”, “*Balanço da cogeração*” e “*Resumo e tratamento gráfico*”.

## REATORES AERÓBIOS Remoção de Carbono e Azoto

DADOS DE BASE PARA A AVALIAÇÃO DE EMISSÕES

| Parâmetro | Época alta | | Época baixa | | valores por defeito |
|---|---|---|---|---|---|
| | por dia | por m3 | por dia | por m3 | por m3 |
| **Consumo energético total estimado (kWh)** | 4548 | 0,321 | 4324 | 0,357 | 0,394 |
| Caudal a tratar (m3) | 14163 | - | 13124 | - | |
| Carga de CBO5 afluente incluindo retornos (kg) | 3142 | 0,222 | 2413 | 0,183862 | |
| Carga de CBO5 eliminada (kg) | 2787,925 | 0,197 | 2084,9 | 0,158862 | |
| Carga de N afluente incluindo retornos (Kg N) | 560 | 0,040 | 428 | 0,032612 | |
| Percentagem de Nkj nas lamas biológicas (%) | 25 | - | 25 | - | 25 |
| Percentagem de Nkj no efluente tratado (%) | 1 | - | 1 | - | 1 |
| N-NO3 no efluente tratado (kg) | 212,445 | 0,015 | 196,86 | 0,015 | |
| Idade de lamas (dias) | 9 | - | 12 | - | |
| Fator de femperatura | 1,25 | - | 1,25 | | 1,2 a 1,3 |
| Potencial de nitrificação (kg) | 414 | 0,029 | 317 | 0,024 | |
| Potencial de desnitrificação (kg) | 202 | 0,014 | 120 | 0,009 | |
| A CBO é suficiente para a desnitrificação? | sim | - | sim | - | |
| Oxigénio necessário para oxidar CBO (KgO2) | 3177 | | 2489 | | |
| Oxigénio necessário para oxidar NH4 (KgO2) | 1782 | | 1362 | | |
| Oxigénio recuperado na desnitrificação (KgO2) | 586 | | 348 | | |
| Necessidade média de oxigénio (KgO2) | 4373 | | 3503 | | |
| Fator de transf de O2 do ar para a biomassa | 0,5 | | 0,5 | | 0,5 a 0,6 |
| Necessidades médias reais de oxigénio (KgO2) | 8746 | | 7007 | | |
| Necessidades médias de ar (Nm3) | 30262 | | 24244 | | |
| Rendimento médio da difusão de ar (%) | 25 | | 25 | | 20 a 30 |
| Necessidades reais médias de ar (Nm3) | 121047 | | 96976 | | |
| Consumo específico de energia (wh/Nm3) | 26 | | 26 | | 25 a 30 |
| Rendim. específico dos arejadores (KgO2/kWh) | 2,2 | | 2,2 | | 2,2 |
| Rendim. do conjunto motor/motoredutor (%) | 87 | | 87 | | 87 |
| Consumo específico de energia (kWh/KgO2) | 0,40 | | 0,40 | | |
| **Consumo Estimado de energia no arejamento (kWh)** | 3147 | 0,222 | 2521 | 0,208 | |
| Razão média de recircul de lamas biológicas | 0,5 | - | 0,5 | - | |
| Altura manométrica recirculação de lamas (m) | 6 | - | 6 | - | |
| Razão média de recircul de nitrato | 0 | - | 0 | - | |
| Altura manométrica recirculação de nitrato (m) | 0 | - | 0 | - | |
| Rendimento dos grupos de recirculação (%) | 40 | - | 40 | - | |
| **Consumo estimado de energ nas recirculações (kWh)** | 289 | 0,0204 | 268 | 0,0204 | |
| Energia específica para agitação/circulação da biomassa (w/m3) | | | | | |
| nos reatores aeróbios | 0 | - | 0 | - | 5 a 30 |
| nos reatores anaeróbios | 22 | - | 22 | - | 3 a 30 |
| nos reatores anóxicos | 0 | - | 0 | - | 0 a 5 |
| em vala de oxidação | 5 | - | 5 | - | 0 a 5 |
| Volume total de reator (m3): | | - | | - | |
| aerobiose | 0 | - | | - | |
| anaerobiose | 288 | - | 288 | - | |
| anoxia | 0 | - | | - | |
| vala de oxidação | 8000 | - | 8000 | - | |
| **Cons de energia na agitação/circulação da biomassa (kWh)** | 1112,064 | 0,0785 | 1112,064 | 0,0847 | |
| **Estimativa de consumo, considerando as necessidades de arejamento e de agitação/circulação da biomassa (kWh)** | 4259 | 0,3007 | 3633 | 0,2769 | |

Avaliação dos consumos de energia utilizando valores de consumos específicos (ESP) ou avaliando os consumos de ar e de energia (AR) — ar — ok

Sistema de arejamento por arejadores superficiais AS ou po ar difuso AD — ad — ok

Estimação do consumo específico de energia através de benchmarking tomando por referência o caudal tratado no reator

Regime de funcionamento do reator "1" significa "sim"

| | | | |
|---|---|---|---|
| alta carga | 0 | Consumo energético estimado para a dimensão de referência de 40000 Heq (kWh/m3) | 0,00000 |
| média carga | 0 | | 0,00000 |
| arejamento prolongado | 0 | 0,4 | 0,00000 |
| oxidação de C e NH4 | 0 | | 0,00000 |
| nitri/denitri | 1 | | 0,40000 |
| nitri/denitri e remoção biológica de fósforo | 0 | ok | 0,00000 |

Consumos específicos de energia para os diferentes regimes de reatores, para a dimensão de referência de 40000 Heq:

| | |
|---|---|
| alta carga | 0,25 |
| média carga | 0,3 |
| arejamento prolongado | 0,4 |
| oxidação de C e NH4 | 0,45 |
| nitri/denitri | 0,4 |
| nitri/denitri e remoção biológica de fósforo | 0,45 |

Fator de agravamento de consumo energético em EB (%) (devido a subutilização) — 20 — 0,40000

Fração da CBO5 oxidada anaerobiamente (%) — 1

| | Época alta | | Época baixa | |
|---|---|---|---|---|
| Emissoes de GEE (Kg CO2e): | por dia | por m3 | por dia | por m3 |
| CO2 scope 2 (consumo de energia elétrica) | 2138 | 0,151 | 2032 | 0,155 |
| N2O scope 1 (emissões fugitivas) | 668 | 0,0471 | 510 | 0,0389 |
| CH4 scope 1 (emissões fugitivas) | 453 | 0,0320 | 339 | 0,0258 |

**EMISSÕES DE GEE ASSOCIADAS A ESTA OPU**

| | CO2equiv | |
|---|---|---|
| | Ton/ano | Kg/m3 |
| Scope 1 | 342 | 0,0752 |
| Scope 2 | 754 | 0,1656 |
| Scope 1+2 | 1097 | 0,2408 |
| Scope 3 | | |
| Queima do biogás * | | |

* Não entra na avaliação de emissões

**Figura II.5.1– Imagem da folha de cálculo “*Reatores aeróbios de remoção de C e N*”**

ETAR de Faro Noroeste

Medidas equacionadas--- Implementação das medidas tipo 3 A (HT+DA+CG+ST). Receção das lamas das

Cenário central

## COGERAÇÃO

### Dimensionamento da cogeração

| | | |
|---|---|---|
| **Combustível complementar ao biogás** | | |
| Gás natural (sim - 1; não - 0) | 1 | |
| | Epoca alta | Epoca baixa |
| **Biogás disponível para a cogeração (m3/dia)** | 3812 | 2333 |
| **Calor necessário na ETAR (valores totais) (kWh/dia)** | | |
| Aquecimento da digestão | 5880 | 4617,6 |
| secagem térmica | 16773,6647 | 9140,5213 |
| hidrólise térmica | 2525,88 | 1541,32 |
| desidratação de lamas | 0 | 0 |
| calagem avançada | 0 | 0 |
| Total | 25180 | 15299 |
| **Produção de calor na cogeração (kWh/dia)** | | |
| Para dimensionamento minimo | 14677 | 8983 |
| Para o dimensionamento minimalista | 5880 | 4617,6 |
| Para o dimensionamento maximalista | 25180 | 15299 |
| **Para o dimensionamento adoptado/real** | 25180 | 15299 |
| | | |
| **Repartição do calor produzido (%)** | | |
| Água de arrefecimento (T= 95 a 98ºC) | 50 | 50 |
| Gases de escape (T=450 a 500 ºC) | 50 | 50 |
| | | |
| **Rendimentos da cogeração** (%) | | |
| Produção de calor | 55 | 55 |
| Produção de eletricidade | 35 | 35 |
| | | |
| **Produção de energia elétrica (kWh/dia)** | 16024 | 9736 |
| | | |
| **Quantidades de combustíveis consumidas (m3/dia):** | | |
| Biogas produzido na digestão anaeróbia | 3812 | 2333 |
| gás natural | 1736 | 1044 |

| **Destino do calor produzido:** | (kWh/dia) | | |
|---|---|---|---|
| | epoca alta | epoca baixa | |
| Disponibilidade total | 25180 | 15299 | |
| Aquecimento da digestão | 5880 | 4617,6 | |
| Secagem térmica | 16773,67 | 9140,52 | |
| Preaquecimento da hidrólise térmica | 2525,88 | 1541,32 | |
| Calagem avançada | 0 | 0 | |
| Preaquecimento de lamas a desidratar | 0 | 0 | |
| Total distribuído | 25179,55 | 15299,44 | ultrapassada a disponibilidade de calor em época baixa |
| **Potência elétrica instalada** (KW) | 734 | | Não está distribuído todo o calor disponível |
| **Destino da energia elétrica produzida :** | | | |
| Consumos internos na ETAR (%) | 50 | | |
| Exportação para a rede exterior | 50 | | |

| Emissoes de GEE (Kg CO2e): | Época alta | | Época baixa | |
|---|---|---|---|---|
| | por dia | por m3 | por dia | por m3 |
| CO2 scope 1 (queima de combustíveis fósseis) | 3300 | - | 1985 | - |
| CO2 scope 1 (queima de biogás) | 3533 | - | 2162 | - |
| CO2 scope 2 (crédito ) | 7531 | - | 4576 | - |

**EMISSÕES DE GEE ASSOCIADAS A ESTA OPU**

| | CO2equiv | |
|---|---|---|
| | Ton/ano | Kg/m3 (1) |
| Scope 1 | 882 | 0,1937 |
| Scope 2 | -2025 | -0,4444 |
| Scope 1+2 | -1143 | -0,2508 |
| Scope 3 | 0 | 0,0000 |
| Queima do biogás * | | 954 |

* (em ton/ano) Não entra na avaliação de emissões

(1) - por m3 de águas residuais tratadas na ETAR

**Figura II. 5.2 - Imagem da folha de cálculo "*Balanço da cogeração*"**

| | Linha de tratamento | | Consumo eletricidade na ETAR ($kWh/m^3$) (3) | | Consumo gás natural na ETAR ($m^3$ gás/$m^3$) | | Emissões em $TonCO_2e$/ano | | | | TOTAL DE EMISSÕES | | Queima de biogás (1) ($Ton.CO_2e$/ano) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | OPERAÇÕES E PROCESSOS | Definição e comentários | Época alta | Época baixa | Época alta | Época baixa | scope 1 | scope 2 | scope 1+2 | scope 3 | ($Ton.CO_2e$ /ano) | (Kg $CO_2e/m3$) | |
| FASE LÍQUIDA | Trat preliminar e primário | sim | 0,0300 | 0,0300 | - | - | 0 | 68 | 68 | 0 | 68 | 0,0150 | 0 ** |
| | Reatores aeróbios (C ou C+N ou C+N+DN) | sim (carbono e nitri/denitrif) | 0,3001 | 0,3237 | - | - | 345 | 691 | 1036 | 0 | 1036 | 0,2274 | 0 |
| | Reatores anaeróbios | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Leitos percoladores | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Biofiltração | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Lagoas anaeróbias | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Lagoas arejadas ou facultativas | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Físico-químico | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Lagoas de macrófitas | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Filtração | sim, em microtamização | 0,0113 | 0,0113 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 24 | 24 | 0 | 24 | 0,0053 | 0,0000 |
| | Desinfeção por radiação UV | sim, para a totalidade do caudal | 0,0573 | 0,0573 | - | - | 0 | 123 | 123 | 0 | 123 | 0,0270 | 0 |
| | Reutilização das águas residuais tratadas | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Descarga de águas residuais tratadas | sim, na ria Formosa | 0,0000 | 0,0000 | - | - | 51 | 0 | 51 | 0 | 51 | 0,0112 | 0 |
| | **TOTAL DA FASE LÍQUIDA** | | 0,3988 | 0,4224 | | | 396 | 907 | 1302 | 0 | 1302 | 0,2859 | 0 |
| FASE SÓLIDA | Armazenamento/Regularização de lamas | em silo desodorizado | 0,0007 | 0,0007 | 0,0000 | 0,0000 | 39 | 2 | 40 | 0 | 40 | 0,0088 | 0 |
| | Espessamento ( gravítico e mecânico) | tambores confinados e desodoriz | 0,0037 | 0,0030 | 0,0000 | 0,0000 | 0 | 7 | 7 | 44 | 51 | 0,0113 | 0 |
| | Digestão aeróbia | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Hidrólise térmica | sim | 0,0185 | 0,0123 | 0,0000 | 0,0000 | 0 | 31 | 31 | 0 | 31 | 0,0068 | 0 |
| | Digestão anaeróbia | sim | 0,0519 | 0,0566 | 0,0000 | 0,0000 | 235 | 118 | 353 | 0 | 353 | 0,0775 | 0 |
| | Cogeração | sim | -1,2120 | -0,8033 | 0,1313 | 0,0861 | 882 | -2025 | -1143 | 0 | -1143 | -0,2508 | 954 |
| | Desidratação | centrífugas espaço conf/desodoriz | 0,0192 | 0,0128 | 0,0000 | 0,0000 | 0 | 32 | 32 | 47,36055 | 80 | 0,0175 | 0 |
| | Secagem térmica | sim | 0,0621 | 0,0369 | 0,0000 | 0,0000 | 0 | 98 | 98 | 0 | 98 | 0,0215 | 0 |
| | Secagem solar | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Calagem | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Deposição em aterro | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Valorização agricola e florestal | 100% a partir da ETAR de Faro | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | -146 | 0 | -146 | -169 | -315 | -0,0691 | 0 |
| | Compostagem | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Incineração/valorização energética | não | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | **TOTAL DA FASE SÓLIDA** | | -1,0558 | -0,6810 | 0,1313 | 0,0861 | 1010 | -1738 | -728 | -77 | -805 | -0,1766 | 954 |
| | **DESODORIZAÇÃO** | lavagem química em 2 torres | 0,0327 | 0,0356 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 74 | 74 | 26 | 100 | 0,0220 | 0,0000 |
| | **SERVIÇOS GERAIS** (2) | | **0,1478** | | **0,0000** | | 0 | 316 | 316 | 0 | 316 | 0,0694 | 0 |
| | **TOTAIS DA ETAR** | | -0,5093 | -0,1108 | 0,1313 | 0,0861 | 1405 | -440 | 965 | -51 | 915 | 0,2007 | 954 |
| | | | -0,2418 | | 0,1015 | | | | | | | | |

(1) - Esta emissões são consideradas de origem biogénica, não sendo contabilizadas. Contudo, o seu reporte é obrigatório em muitos protocolos de reporte de emissões de GEE.

(2) - Incluem-se neste item os consumos de eletricidade e as emissões associadas a serviços gerais e administrativos e a equipamentos variados
não integrado nas OPU principais da ETAR

(3) - Valores referidos ao m3 de águas residuais tratadas. Valores negativos significam exportação de energia (produzida na ETAR ou no exterior, como é o caso da energia produzida em aterro recetor de lamas

** Assumindo negligenciável o CO2 produzido na queima de biogás no aterro receptor de oleos e gorduras

**Figura II.5.3 - Imagem da folha de cálculo "*Resumo e tratamento gráfico*"**

**APÊNDICE 3 – ENERGY PRODUCTION AND EFFICIENCY RESEARCH – THE ROADMAP TO NET-ZERO ENERGY (WERF, 2011a; WERF, 2011b)**

## 1 DESCRIÇÃO GERAL

A *Water Environment Research Foundation* (WERF) tem um plano de cinco anos cujo objetivo principal é a investigação e desenvolvimento de soluções para a produção de energia e para a otimização da eficiência energética em estações de tratamento de águas residuais. Com base na experiência de instalações que já atingiram a meta de autossuficiência, pretende-se a definição de um "*roadmap*" para tornar energeticamente autossuficientes o maior número de instalações. O objetivo fixado para curto prazo é tornar autossuficientes as instalações com uma capacidade de tratamento de águas residuais superior a 5 MGD (capacidade de tratamento da ordem de cem mil habitantes equivalente) .

Como objetivo secundário do plano atrás referido, as investigações da WERF difundirão a gestão energética no setor das águas residuais e promoverão este setor como indústria de energia verde.

O "*roadmap*" a desenvolver terá três vetores essenciais:

- promoção da digestão anaeróbia com recuperação de biogás;
- desenvolvimento de alternativas de tratamento viáveis aos processos biológicos por lamas ativadas, com baixos consumos energéticos;
- desenvolvimento de processos inovadores de recuperação da energia contida nas águas residuais afluentes às estações de tratamento.

A referência citada apresenta as ideias e os tópicos essenciais identificados pela equipa afeta ao desenvolvimento do plano, num relatório exploratório datado de 23 de Março de 2011 (WERF, 2011b), os quais servirão de guia para o desenvolvimento dos trabalhos de investigação e pesquisa que conduzirão ao "*roadmap*". De seguida é apresentada uma descrição sumária dessas ideias e tópicos.

## 2 REDUÇÃO DO CONSUMO ENERGÉTICO UTILIZANDO AS MELHORES PRÁTICAS

São referenciados, em WERF (2011a), os potenciais de redução de consumos energéticos associados a um conjunto de medidas de otimização da eficiência em tratamento de águas residuais, que se resumem na Tabela III.2.1.

Como se conclui pela análise desta tabela, as medidas de otimização energética dão um contributo significativo para a redução do consumo energético numa ETAR, mas não são suficientes para se atingir o nível de autossuficiência pretendido. De facto, e como se conclui na referência em análise, torna-se necessário investigar alternativas às lamas ativadas para processos de oxidação, bem como outros processos inovadores menos consumidores, e investigar sobre a recuperação de energia, quer melhorando a digestão anaeróbia e a valorização energética do biogás, quer recuperando as diferentes formas de energia presentes nas águas residuais afluentes à ETAR.

**Processos inovadores para reduzir o consumo energético no tratamento de águas residuais**

As mudanças no tratamento biológico, de uma situação atual em que predominam os processos aeróbios, para uma situação de predominância de processos anaeróbios, os quais, para além de poupanças de energia no arejamento, maximizam a produção de biogás, são consideradas as que têm o maior potencial de redução dos consumos energéticos em ETAR.

Para este efeito a equipa de investigadores admite as seguintes orientações principais:

- potenciar a decantação primária (eventualmente recorrendo a processos avançados (físico-químico, decantação com balastros), por forma a aumentar a quantidade de carga orgânica que entra nos digestores, maximizando a produção de biogás, e, simultaneamente, a reduzir as necessidades de arejamento no processo biológico;

- implementar processos de filtração avançada (microtamizadores, ou ultrafiltração seguida de osmose inversa, ou processos de nanofiltração) processando diretamente águas residuais primárias e derivando um máximo de carga orgânica para a digestão anaeróbia.

**Tabela III.2.1- Medidas de conservação identificadas pela WERF/GWRC e potenciais de redução de consumos energéticos**

| Medidas de conservação da energia | Estágio de tratamento | Potencial de poupanças energéticas (%) |
|---|---|---|
| Otimização de sistemas de bombagem | Em toda a ETAR | inferior a 0,7% |
| Otimização de sistemas de arejamento | Tratamento secundário | de 15 a 38% |
| Recuperação do oxigénio dos nitratos | Tratamento secundário | de 4 a 15% |
| Flexibilização da conceção e desenho/sequência das diferentes zonas de reatores biológicos | Tratamento secundário | de 8 a 22% |
| Sistemas de desinfeção UV de elevada eficiência | Desinfeção | cerca de 4% |
| Implementação a eficiência nos sistemas de iluminação | Edifícios | de 2 a 6% |
| | Total média | de 5,6 a 14,3% |

Fonte: (WERF, 2011a)

Os caudais de retorno do tratamento de lamas são muito carregados, nomeadamente de amónia, contribuindo com uma parcela significativa das necessidades energéticas. Contudo, existem processos inovadores para oxidação da amónia utilizando microrganismos que necessitam de menos oxigénio que estão a ser aplicados com eficiência energética no tratamento destes caudais de retorno. Em virtude de tais processos não estarem ainda a ser

utilizados nos Estados Unidos da América (ao contrário da Europa onde começam já a ser utilizados), a equipa considera esta uma área onde é necessária investigação.
A descoberta da bactéria *ANAMOX*, que oxida a amónia diretamente a azoto gás, utilizando o nitrito como recetor de eletrões, sem necessidade de substrato de carbono, permitirá reduções significativas do consumo energético do tratamento de águas residuais. Contudo, o crescimento desta bactéria é muito lento, dificultando a sua aplicação em instalações à escala real. Estes processos, bem como outros, também pouco consumidores de energia (processos anaeróbios e processos de biomassa fixa em membranas) serão objeto de investigação no âmbito do plano da WERF.

**Oportunidades de produção de energia**

A equipa distingue dois grupos de tecnologias para a produção de energia: um que já está dominado pela tecnologia e outro que carece de investigação. Existem soluções que, assentando em tecnologias já dominadas, carecem contudo de soluções complementares para maximização de eficiências, estas ainda não tecnologicamente dominadas.
Existem dois caminhos tecnologicamente dominados para a recuperação de energia de biossólidos do tratamento de águas residuais: a digestão anaeróbia com valorização energética do biogás e a conversão térmica.

**Digestão anaeróbia**

Embora a digestão anaeróbia seja bem conhecida, estão a ser desenvolvidos esforços no sentido do aumento das suas potencialidades e vantagens através das seguintes vias:

- codigestão de biossólidos com outros resíduos ricos em matéria orgânica;
- pré-tratamento dos sólidos a digerir, por processos térmicos, capazes de aumentar a eficiência de destruição de matéria volátil nos digestores e de aumentar a produção de biogás, como a hidrólise térmica;
- tratamentos avançados do biogás, envolvendo a remoção dos elementos nocivos (humidade, sulfureto de hidrogénio e xiloxanos) que promovem a corrosão e o desgaste dos equipamentos de cogeração;
- utilizações inovadoras do biogás, como seja a sua transformação biológica em metanol.

A equipa considera que estas quatro vias para melhorar a eficiência da digestão anaeróbia e a utilização de biogás carecem de estudos de investigação que serão desenvolvidos no âmbito do programa da WERF.

**Caminhos para a conversão térmica dos biossólidos**

Na conversão térmica, a fração volátil dos biossólidos é total ou parcialmente oxidada, sendo que o calor libertado durante a oxidação pode ser recuperado na fase gasosa ou nos resíduos, consoante a tecnologia utilizada. Os processos de conversão térmica mais disponíveis são a incineração, a gasificação e a pirólise.

Na incineração, o processo mais utilizado para conversão térmica, os biossólidos são combustados em ambiente rico em oxigénio e transformados em dióxido de carbono e água. Os gases de combustão passam por um sistema de recuperação de calor para produção de vapor que aciona turbinas de produção de energia.

A gasificação envolve a reação química da fração volátil dos biossólidos com uma mistura de ar, oxigénio, vapor e dióxido de carbono, a temperaturas elevadas (500-1400 ºC), resultando calor, que pode ser recuperado, monóxido de carbono e hidrogénio (gás de síntese). Este processo é aplicado normalmente a biossólidos secos pelo que haverá que contabilizar a energia consumida na secagem. A gasificação é usada há muito tempo na indústria do petróleo, estando contudo a dar os primeiros passos na sua aplicação a biossólidos.

A pirólise é um processo de conversão térmica onde o combustível sólido é aquecido, em ambiente de ausência de agentes oxidantes, a temperaturas na gama 300-900 ºC, produzindo um combustível gasoso, um biofuel e um resíduo. Todos estes produtos têm valor energético.

## Outras fontes renováveis de energia

A recuperação do calor presente nas águas residuais à chegada à ETAR é possível, embora o rendimento da recuperação seja baixo, dado o reduzido gradiente de temperaturas. A recuperação da energia hidráulica também é uma possibilidade, através da instalação de microturbinas ou de dispositivos hidráulicos adequados.

Os tratamentos anaeróbios emergentes de águas residuais, como o *Upflow Anaerobic Sludge Banket* (*UASB*), o *Anaerobic Migration Banket Reactor* e outros processos, aplicados a águas residuais brutas, permitem uma conversão direta da energia química das águas residuais em biogás, permitindo a sua recuperação energética, para além de reduzirem as necessidades de arejamento nos tratamentos aeróbios. Trata-se contudo de soluções que se têm debatido com algumas dificuldades tecnológicas, carecendo ainda de muita investigação.

As células de combustível microbiológicas (MCB) produzem energia a partir da carga orgânica presente nas águas residuais, constituindo-se como uma inovação prometedora. Utilizam as bactérias normalmente presentes nas águas residuais para aproveitar a energia química, a qual pode ser convertida em eletricidade. Estão a ser efetuados estudos de investigação prevendo-se que esta seja uma tecnologia do futuro.

Os bioreatores de algas promovem a produção de biofuel a partir de algas que crescem em bio reatores de águas residuais, o qual pode ser queimado em caldeiras, e, ou, convertido em fuel para produção de calor ou eletricidade. Os biofuel produzidos podem ser o metano, o biodiesel, o etanol ou o hidrogénio. Os maiores constrangimentos à implementação desta tecnologia são as grandes áreas de implantação e a necessidade de radiação solar permanente.

## 3 CENÁRIOS TECNOLÓGICOS CONSIDERADOS NO "*ROADMAP"*

A equipa de pesquisa da WERF escalona o desenvolvimento do "*roadmap"* com base em quatro cenários de desenvolvimento tecnológico do tratamento de águas residuais, a que correspondem níveis crescentes de necessidades de investigação e desenvolvimento.

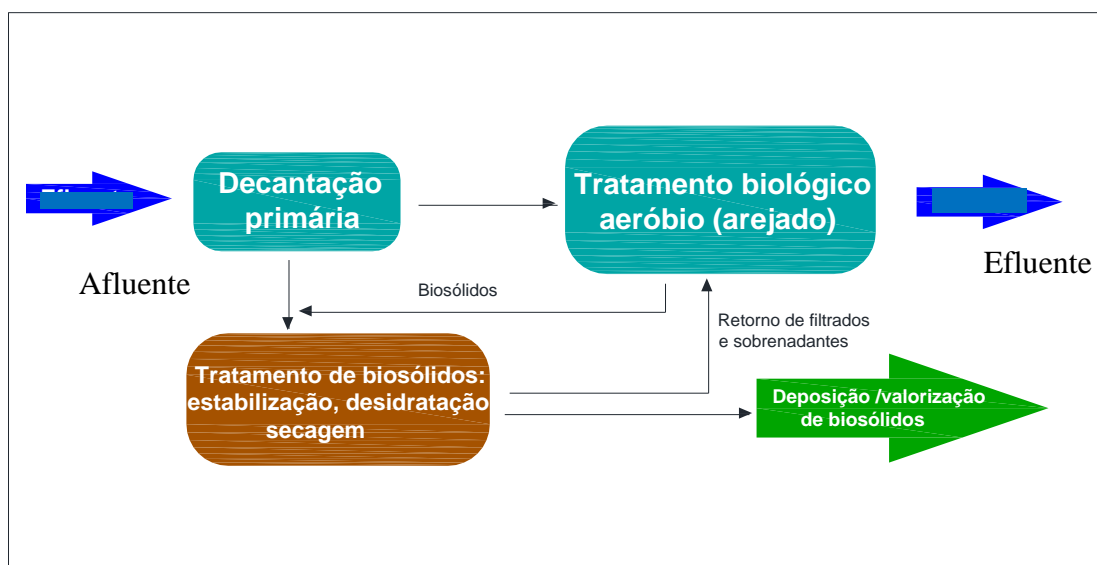
O primeiro cenário (Figura III.3.1) corresponde à solução convencional de tratamento de águas residuais, com a linha processual mais simples, integrando decantação primária e oxidação biológica, na fase liquida, e espessamento, desidratação, estabilização e deposição final/valorização, na fase sólida, e que é considerada a solução de referência para avaliação das poupanças energéticas das medidas de conservação de energia consideradas nos outros três cenários.

(Adaptada de WERF, 2011a)

**Figura III.3.1- WERF "*Roadmap"*. Solução convencional de tratamento de águas residuais (primeiro cenário – *base de referência*)**

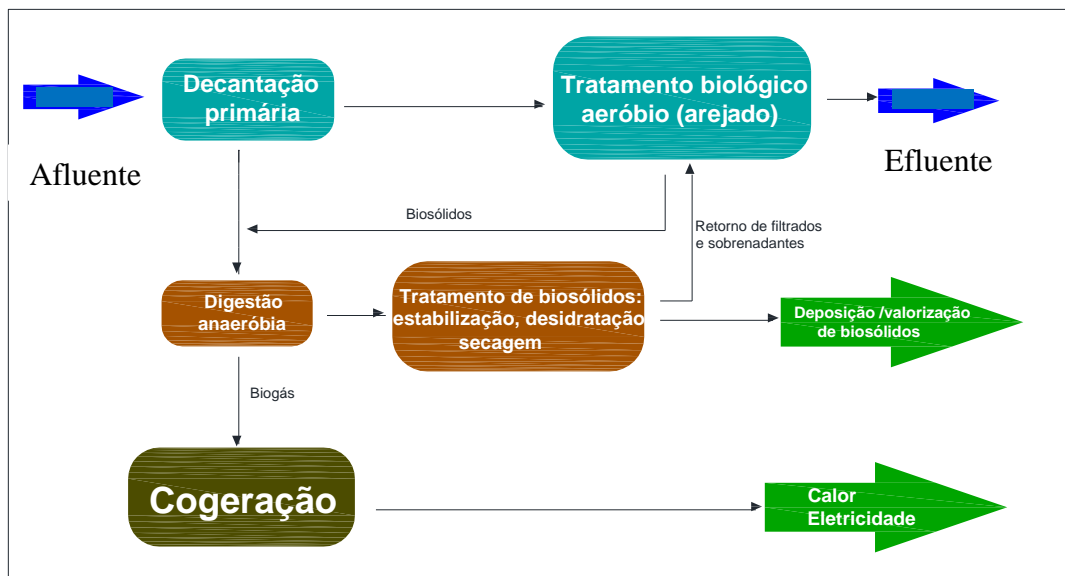
O segundo cenário (Figura III.3.2) considera uma linha processual que integra, adicionalmente à solução base, a digestão anaeróbia com aproveitamento energético do biogás em cogeração, e na qual se prevê a implementação de medidas de maximização da eficiência em operações e processos. Trata-se de um nível já praticado em muitas ETAR, principalmente na Europa, cuja experiência se pretende estender a um maior universo. As necessidades de investigação neste cenário restringem-se à procura de maiores eficiências para as operações e processos de tratamento já praticados, com especial relevância para uma maior eficiência da digestão, cogeração e utilização do biogás, e ao desenvolvimento de ferramentas de otimização (métricas de avaliação, sistemas de monitorização e controlo automático, ferramentas de "*benchmarking"*).

(Adaptada de WERF, 2011a)

**Figura III.3.2 - WERF “*Roadmap*”. Segundo cenário de desenvolvimento tecnológico**

O terceiro cenário integra (Figura III.3.3) uma linha processual que, adicionalmente ao cenário anterior, aproveita novas tecnologias emergentes, mas já provadas, essencialmente:

- a potenciação de maiores rendimentos da decantação primária (derivação de maiores cargas de voláteis para a digestão), através da assistência com reagentes e balastros;

- a codigestão dos biossólidos com outros resíduos ricos em matéria orgânica;

- o aumento da eficiência da cogeração e do aproveitamento do biogás (células de combustível);

- o tratamento dos caudais de retorno das instalações de tratamento de lamas, previamente à sua condução à cabeça da ETAR.

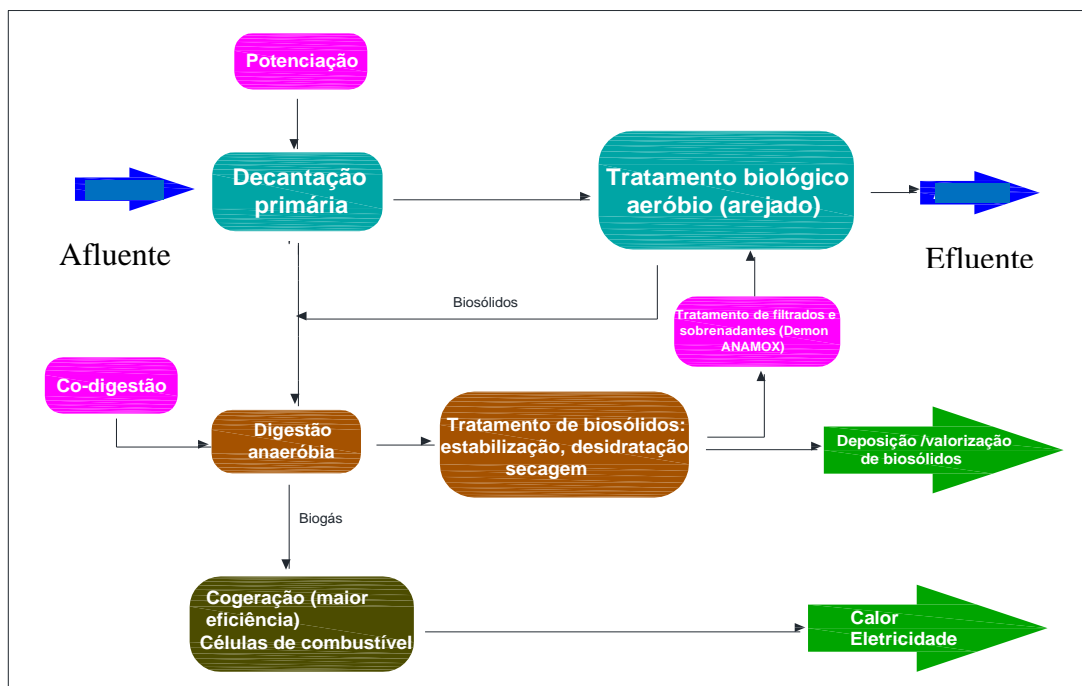
As necessidades de investigação e desenvolvimento associadas a este cenário relacionam-se com a potenciação da decantação primária (designadamente a procura de reagentes para a coagulação/floculação que interfiram menos com as operações e processos a jusante e que tenham menos emissões incorporadas de GEE), com o aumento de eficiência da digestão e cogeração (designadamente ultrapassando dificuldades criadas pelo excesso de reagente na decantação primária), com o aproveitamento do biogás (células de combustível) e com o tratamento dos retornos das operações de tratamento de lamas.

(Adaptada de WERF, 2011a)

**Figura III.3.3- WERF "*Roadmap*". Terceiro cenário de desenvolvimento tecnológico**

O quarto cenário (Figura III.3.4) integra, adicionalmente ao cenário anterior, novas tecnologias emergentes a investigar no horizonte de cinco anos do plano da WERF:

- o aproveitamento da energia presente nas águas residuais afluentes à ETAR (dada como exemplo a instalação de bombas de calor para recuperação da energia térmica);
- novas soluções de tratamento biológico com menos necessidade de consumo energético;
- tratamento dos biossólidos, previamente à digestão, para melhorar a sua digestibilidade e aumentar a produção de biogás (por exemplo a hidrólise térmica);
- novos aproveitamentos da energia presente nos biossólidos, designadamente através da conversão térmica.

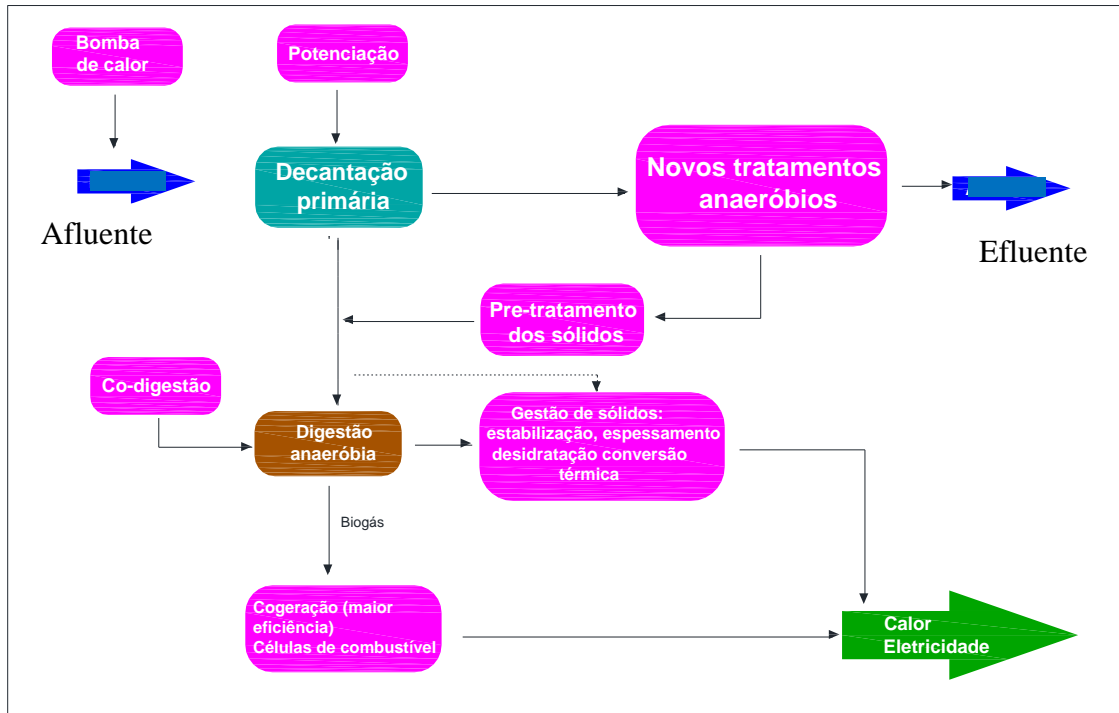
As necessidades de investigação neste cenário centram-se na aplicação da bomba de calor, no desenvolvimento de novos processos biológicos anaeróbios (*DEMON*, *SHARON*, *ANAMOX*), nos tratamentos térmicos dos sólidos antes da digestão (por exemplo a hidrólise térmica) e nas técnicas de conversão térmica dos biossólidos (gasificação, reformação, pirólise).

(Adaptada de WERF, 2011a)

**Figura III.3.4- WERF "*Roadmap*". Quarto cenário de desenvolvimento tecnológico**

## APÊNDICE 4 – CASOS DE ESTUDO DE APLICAÇÃO DE MEDIDAS DE CONSERVAÇÃO DE ENERGIA EM ETAR. PESQUISA BIBLIOGRÁFICA

**Tabela IV.1- Pesquisa bibliográfica sobre casos de aplicação de medidas de conservação de energia em ETAR, baseadas na cogeração**

| Número | ETAR | Caudal de projeto (médio diário) ($m^3$/dia) | Caudal médio diário ($m^3$/dia) | Potência de Cogeração (kW) | Tipo | Auto-suficiência (%) | Comentários | Fonte |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Strass - Áustria | 37850 | 37850 | 340 | Motogerador | >100 | - aumento de eficiência<br>- elevada formação do pessoal<br>- análise avançada de processos | MassDEP (2011) |
| 2 | East Bay Califórnia | 283000 | 283000 | 3 x 2150 | Motogerador | 90 | - codigestão com 20 a 40 t/dia de resíduos alimentares<br>- 1 t de resíduos alimentares equivalente a 3 t de biossólidos | MassDEP (2011) |
| 3 | Essex Junction Vermont | 7570 | 7570 | 2 x 30 | microturbinas | 37 a 39 | - alimentação dos digestores em *batch* com resíduos alimentares e óleos e gorduras | MassDEP (2011) |
| 4 | Gloversville Nova York | 26500 | 26500 | 3 x 350 | motogerador | 100 (previsão) | - codigestão com resíduos de uma indústria de lacticínios existente junto à ETAR ( transporte de resíduos em conduta) | MassDEP (2011) |
| 5 | MWRA Deer Island Boston | 4970000 | 1380000 (utilização a 30% da capacidade)) | 3280 | Turbina a vapor | 17.7 | - 65% redução de SSV<br>- 5% redução SST | MassDEP (2011) |
| 6 | Pittsfield Masschusetts | 45420 | 45420 | 3 x 65 | microturbinas | 29 | Em avaliação codigestão com resíduos alimentares | MassDEP (2011) |
| 7 | Fairhaven Masschusetts | 18925 | 10200 | 110 + 64 | motogerador | 73 (após cogeração) | Recuperação do investimento em 13 anos | MassDEP (2011) |

**Tabela IV.2 - Pesquisa bibliográfica sobre casos de aplicação de medidas de conservação de energia em ETAR**

| Número | ETAR | População Servida (Heq) | Caudal médio Diário ($m^3$/dia) | Medidas adotadas | Resultados obtidos | Custos | Referência |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 8 | Green Bay Wisconsin | | 30280 | Melhoria do arejamento com substituição de 5 compressores volumétricos por 6 compressores centrífugos de alta rotação de apoios magnéticos. | Aumento de eficiência do equipamento de arejamento de 50% | Recuperação do investimento em 13,3 anos | USEPA ( 2012) |
| 9 | Shegoyban Michigan | | 44663 | - Melhoria na estação elevatória inicial | - Redução de 20% na energia de elevação | Recuperação do investimento em 7 anos | USEPA (2012) MassDEP (2011) |
| | | | | - Substituição de dois compressores volu-métricos por centrífugos de alto rendimento | - redução de 6.2% na energia de arejamento | Recuperação do investimento em menos de 15 anos | |
| | | | | - melhoria do sistema de controlo dos compressores (válvulas elétricas e SCADA) | - redução de 8% na energia de arejamento | Recuperação do investimento em 4 anos | |
| | | | | - substituição de uma caldeira por outra de alto rendimento | - redução de 90% no consumo de gás natural no aquecimento. de edifícios | Recuperação do investimento em 8 anos | |
| | | | | - Instalação de cogeração ( 10 microturbinas de 30 kW em 2006 + 2 microturbinas de 200 kW em 2011) | - produção de 3177 MWh em 2011 ao custo de 0.0876 US$/kWh . Autossuficiência de 90%. | Recuperação do investimento em 2 anos para as microturbinas de 30kW e 7 anos para as de 200 kW | |
| 10 | Big Gulch Washington | | 5677 | - substituição de arejadores de superfície por ar difuso de bolha fina com compressores de alto rendimento<br>- controlo automático do arejamento<br>- atualização do sistema de controlo do processo *nitri/desnitri* através da medição do potencial *redox*. | Redução de 11% na energia de arejamento | Recuperação do investimento em 33 anos | USEPA ( 2012) |

Tabela IV.2 - Pesquisa bibliográfica sobre casos de estudo de aplicação de medidas de conservação de energia em ETAR (cont)

| Número | ETAR | População Servida (Heq) | Caudal médio Diário ($m^3$/dia) | Medidas adotadas | Resultados obtidos | Custos | Referência |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 11 | Bartlet Illinois | | 3785 | Controlo dos rotores de arejamento das valas de oxidação usando analisadores de oxigénio dissolvido | Redução de 13% no consumo de energia de arejamento | Recuperação do investimento em 13 anos | USEPA ( 2012) |
| 12 | Oxnard Califórnia | | 84784 | Otimização da idade de lamas utilizando algoritmos de modelação e controlando as concentrações de OD | Redução de 20% no consumo de energia de arejamento | Recuperação do investimento em 5 anos | USEPA ( 2012) |
| 13 | Bucklin Point Rhode Island | | 89705 | Otimização do funcionamento do sistema de arejamento (controlo integrado caudal/pressão dos compressores de arejamento) | Redução de 20% no consumo de energia de arejamento | Recuperação do investimento em 1,3 anos | USEPA ( 2012) |
| 14 | Western Brach Washington | | 81756 | Melhorias no sistema de incineração (fornos múltiplos) existente, contemplando recirculação de gases do topo para a base dos fornos, com recuperação do calor, e aumento da convecção e turbulência no interior dos fornos, através da instalação de equipamento específico. | O consumo anual de gás natural baixou de 420000 termias para 100000 termias (redução de 76%) | Recuperação do investimento em 11,3 anos | USEPA ( 2012) |

**Tabela IV.2 - Pesquisa bibliográfica sobre casos de estudo de aplicação de medidas de conservação de energia em ETAR (Cont)**

| Número | ETAR | População Servida (Heq) | Caudal médio Diário ($m^3$/dia) | Medidas adotadas | Resultados obtidos | Custos | Referência |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 15 | Waco Texas | | 86300 | Upgrade do sistema de arejamento:<br>. aumento do número de difusores<br>. instalação de analisadores de oxigénio e controlo automático do sistema de arejamento | 15 | Recuperação do investimento em 2.4 anos | USEPA ( 2012) |
| 16 | S. José / Santa Clara califórnia | | 405000 | - Otimização de bombagens | Redução do consumo de energia elétrica de 20% | Recuperação do investimento em 2.1 anos | USEPA ( 2012) |
| | | | | - agitação por ar pulsado nas zonas anóxicas e anaeróbias | Redução do consumo de energia elétrica de 23% e de energia térmica de 38% | Recuperação do investimento em 2.9 anos | |
| | | | | - otimização do sistema de pressurização da flotação por ar dissolvido | Redução do consumo de energia elétrica de 64% | Recuperação do investimento em 3 anos | |
| 17 | Roterdão Holanda | | 500 | Tratamento de oxidação da amónia (*Sharon Anamox*) dos filtrados da desidratação de lamas | O consumo de energia manteve-se (por opção, tendo em vista aumentar a eficiência global de remoção de azoto | | Frijns *et al.* (2012) Middleton *etal.*(2010) |
| 18 | Varsseveld Holanda | 31500 | 5000 | Otimização da operação dos reatores MBR (o "*benchmarking"* revelou consumos superiores aos do conjunto lamas ativadas + filtração em areia)<br>Otimização do arejamento. O MLSS baixou de 10 para 8 g/L | O consumo passou de 1 kWh/$m^3$ para 0,7 a 0,8 kWh/$m^3$ | | Frijns *et al.* (2012) Middleton *etal.*(2010) |

| Número | ETAR | População servida (Heq) | Caudal médio Diário ($m^3$/dia) | Medidas adotadas | Resultados obtidos | Custos | Referência |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 19 | Roterdão Holanda | 620000 | | Passagem de 1 a 2 estágios de arejamento sendo o primeiro em alta carga (remoção de carbono essencialmente por adsorção) e o segundo em nitri/desnitrificação | Mais 20% de carga orgânica na digestão com maior produção de biogás<br>Redução de consumo energético no arejamento<br>Redução global de consumo energético de cerca de 40% | | Frijns *et al.* (2012) Middleton *etal.*(2010) |
| 20 | Amstelver Holanda | 97500 | 25000 a 35000 | Aceleração da decantação primária com F/Q. Captação de mais 15 a 25% de carga para a digestão | Poupança de cerca de 25% no arejamento<br>poupança de cerca de 200000 kWh/dia [44] | | Frijns *et al.* (2012) Middleton *etal.*(2010) |
| 21 | Apeldoorm | 340000 | 12000 $m^3$/hora | Codigestão com resíduos orgânicos Maior produção de gás e energia. | Produção de energia de 9500MWh/ano | Recuperação do investimento em 6 anos | Frijns *et al.* (2012) Middleton *etal.*(2010) |
| 22 | Hoensbroek | 240000 | 75000 | Otimização do funcionamento dos reatores biológicos. Idade de lamas variando em função da temperatura. Redução do MLSS para temperaturas mais elevadas | O consumo de eletricidade baixou 41 - 48 Wh/kg de COT removido para 35 - 38 Wh/kg de COT removido | | Frijns *et al.* (2012) Middleton *etal.*(2010) |

[44] Não foi possível confirmar este valor, considerado duvidoso face ao valor do caudal médio diário tratado na ETAR

**Tabela IV.2 - Pesquisa bibliográfica sobre casos de estudo de aplicação de medidas de conservação de energia em ETAR (cont)**

| Número | ETAR | População Servida (Heq) | Caudal médio Diário ($m^3$/dia) | Medidas adotadas | Resultados obtidos | Custos | Referência |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 23 | Sliedrecht Holanda | 40000 | 16500 | Instalação de placas difusoras de elevado rendimento em substituição de sistema de difusores de bolha fina. São referidas algumas dúvidas quanto à manutenção das placas difusoras | A eficiência de transferência subiu de 3.0 a 3.5 kg $O_2$/kWh para 4 a 5 kg $O_2$/kWh. A capacidade de arejamento aumentou cerca de 25%. | | Frijns *et al.* (2012) Middleton *etal.*(2010) |
| 24 | Hapert Holanda | 71000 | 14500 | Substituição de unidades de centrifugação por filtros de banda de elevada eficiência no espessamento de lamas | O consumo energético baixou de 250 kWh/tMS para 100 kWh/tMS. A concentração das lamas espessadas subiu de 4.8% para 6%. | Investimento de 223000 Euros | Frijns *et al.* (2012) Middleton *etal.*(2010) |
| 25 | Tilburg Holanda | 375000 | 72000 | Recuperação de energia de duas unidades de centrifugação na desidratação de lamas (recuperação de energia na redução de rotação) | Recuperação de 8% a 10% no consumo em excesso induzido por sobredimensionamento das unidades de centrifugação | | Frijns *et al.* (2012) Middleton *etal.*(2010) |
| 26 | ETAR da Lionaise des Eaux – França (Localização não referida na fonte bibliográfica) | 400000 | 72000 | Recuperação do calor dos gases de combustão das lamas na secagem térmica de uma parte das mesmas. Parte das lamas incineradas (cinzas para aterro) e parte sujeita a secagem térmica (valorização agrícola) | Embora a ETAR tenha sido remodelada (remoção de nutrientes) esta medida contribuiu para que o consumo global de energia não tenha subido significativamente. | | Frijns *et al.* (2012) Middleton *etal.*(2010) |

**Tabela IV.2 - Pesquisa bibliográfica sobre casos de estudo de aplicação de medidas de conservação de energia em ETAR (Cont)**

| Número | ETAR | População Servida (Heq) | Caudal médio Diário ($m^3$/dia) | Medidas adotadas | Resultados obtidos | Custos | Referência |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 27 | ETAR da Águas de Barcelona | 570000 | 2600000 | Cogeração de energias térmica e elétrica (1 motogerador 1358 kW a biogás + 2x 1358 kW a gás natural). Energia térmica recuperada do arrefecimento dos bloco e *intercooler* aproveitado para aquecimento de lamas e calor dos gases de escape dos geradores aproveitado para a secagem térmica das mesmas. | O aproveitamento do biogás permite reduzir o consumo de fóssil de 82500 MWh/ano para 63300 MWh/ano (cerca de 25%). A energia elétrica produzida é vendida a 10.335c€/kWh (produzida com base em biogás) e a 8.795 c€/kWh (produzida com base em gás natural), originando poupanças estimadas em 200 K€/ano. | | Frijns *et al.* (2012) Middleton *et al.*(2010) |
| 28 | Paris | | 2100000 | Instalação de microturbinas na saída de efluente nitrificado . Cerca de 75% do caudal não precisa de tratamento no *BioforDN*, possuindo por isso uma altura excessiva em cerca de 8 metros relativamente à descarga no Sena. | 2x(1 *Kapplan* de 208.5 kW + 1 gerador assíncrono + 1 bateria de condensadores). Q= 12.4 $m^3$/s (*), rendimento de 87%. Recuperação de cerca de 6 GWh/ano. (*) De acordo com o esquema apresentado no texto da referência citada | | Frijns *et al.* (2012) Middleton *et al.*(2010) |
| 29 | ETAR geridas pela AWS – Avedore Wastewatrer services Dinamarca | Total das ETAR geridas pela AWS: 345000 | Total das ETAR geridas pela AWS: 68500 | Revisão dos sistemas de controlo dos processos biológicos de remoção de matéria carbonácea e de nutrientes:<br>- sensores de amónia, nitrato e fosfato;<br>- controlo automático dinâmico de *set points* de oxigénio dissolvido e de dosagens de reagente, da recirculação de lamas, da idade de lamas e da admissão de águas residuais pluviais. | O consumo de energia nos processos biológicos (que representavam cerca de 50% dos consumo total) baixou da ordem de 16% (média das ETAR). O consumo específico médio baixou de 0.32 kWh/$m^3$ para 0.28 kWh/$m^3$ | Recuperação do investimento em 3,5 anos | Frijns *et al.* (2012) Middleton *et al.*(2010) |

**Tabela IV.2 - Pesquisa bibliográfica sobre casos de estudo de aplicação de medidas de conservação de energia em ETAR (Cont)**

| Numero | ETAR | População Servida (Heq) | Caudal médio Diário ($m^3$/dia) | Medidas adotadas | Resultados obtidos | Custos | Referência |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 30 | South Pest Hungria | 300000 | | Maximização da produção de biogás:<br>- alimentação contínua dos digestores<br>- otimização da agitação de lamas em digestão<br>- aumento do tempo de retenção (melhoria do espessamento de lamas)<br>- aumento da temperatura de digestão de 36ºC para 55ºC<br>- codigestão com resíduos biodegradáveis<br>- redução dos tempos de imobilização dos digestores. | Foi acrescentado um estágio de digestão termofílica a montante do mesofílico pré-existente.<br>A ETAR tornou-se autossuficiente em calor e ficou com uma autossuficiência de 70% em termos de energia elétrica. | Investimento de 18,8M€, incluindo custo dos digestores iniciais.<br>Poupança de 2,1 M€/ano.<br>Recuperação do investimento em 9 anos. | Frijns *et al.* (2012) Middleton *et al.*(2010) |
| 31 | Zurique Suíça | 500000 | 180000 | Processo de lamas ativadas com 11 dias de idade de lamas<br>Instalação em segunda fase de digestão anaeróbia mesofílica com um tempo de retenção de sólidos de 40 dias e cogeração de energias térmica e elétrica. | Geração de energia de $3.3 \times 10^6$ kWh/ano. O consumo específico inicial de 0.3 kWh/$m^3$ baixou para 0.05 kWh/$m^3$. | | Frijns *et al.* (2012) Middleton *et al.*(2010) |
| 32 | Berna Suíça | 398000 | 87300 | ETAR com processo biológico em biofiltração.<br>Conversão em biometanol de 25% do biogás produzido. Venda para o exterior. | O restante biogás permite uma autossuficiência térmica de 100% e elétrica de 30%.<br>O consumo específico é de 0.45 kWh/$m^3$. | | Frijns *et al.* (2012) Middleton *et al.*(2010) |

Tabela IV.2 - Pesquisa bibliográfica sobre casos de estudo de aplicação de medidas de conservação de energia em ETAR (Cont)

| Número | ETAR | População Servida (Heq) | Caudal médio Diário ($m^3$/dia) | Medidas adotadas | Resultados obtidos | Custos | Referência |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 33 | South Columbus Georgia | 200000 | 132500 | Implementação de digestão avançada (processo CBFT3, a montante dos digestores em regime mesofílico) Codigestão com resíduos alimentares (2 x 175 MW). Pretendia-se obter um biossólido da classe A. | Aumento da produção de biogás de 50% e uma redução de 10% na produção de lamas. Redução da pegada de carbono em 9600 $tCO_2e$/ano. Redução do consumo elétrico de 40%. | Recuperação do investimento em 10 anos | Crawford *et al.* ( 2010) |
| 34 | Mesa Arizona | | 39000 | Instalação de uma unidade Open *Cell Focused Pulsed* (FP) para pré-tratamento das lamas a digerir. Otimização da cogeração tendo em vista a esperada maior produção de biogás. Sem mais alterações na ETAR. Numa 1ª fase aplicou-se o pré-tratamento a apenas cerca de 53% das lamas. | Mais 1000-1150 $m^3$ de biogás; mais 4,8 vezes de energia produzida (eletricidade e calor); menos 58% de consumo de gás natural. Prevê-se que com a extensão do tratamento à totalidade das lamas, os benefícios subam significativamente. | | Crawford *et al.* ( 2010) |
| 35 | Barrie Ontário | | 76000 | Tratamento de biogás, em secador frigorífico, seguido de leito de grafite. Remoção de humidade e de xiloxanos | Melhor desempenho do sistema de cogeração. A tecnologia tem 5 anos e foi considerada madura. | | Crawford *et al.* ( 2010) |
| 36 | Ina Road Arizona | | 92000 | Utilização de agitadores (lamas de digestão) de elevado rendimento. Em digestores/gasómetro | O sistema de agitação (tubos verticais com injeção de biogás) consumia 11,8 W/$m^3$. Baixou cerca de 90%. A potência consumida baixou de 54 kW para 6 kW. | Recuperação do investimento em 2,5 anos | Crawford *et al.* ( 2010) |

**Tabela IV.2 - Pesquisa bibliográfica sobre casos de estudo de aplicação de medidas de conservação de energia em ETAR (cont)**

| Número | ETAR | População Servida (Heq) | Caudal médio Diário ($m^3$/dia) | Medidas adotadas | Resultados obtidos | Custos | Referência |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 37 | Corvallis Oregon | | 3700 | Utilização, na cogeração, de um motor de combustão externa *Stirling* de 43 kW, com 75% de eficiência total (27% em eletricidade). A experiência foi considerada positiva, prevendo-se a substituição de caldeiras por motores deste tipo. A entidade gestora pretende a autossuficiência da instalação. | Do biogás produzido na cogeração, 25% era utilizado no aquecimento de lamas, sendo o restante queimado na *flaire*. | Os custos de instalação foram negligenciáveis devido ao facto de ter sido integrada num projeto de investigação. | Crawford *et al.* ( 2010) |
| 38 | ETAR Sul King Country Washington | | 435000 | Instalação de células de combustível de 1 MW de potência elétrica Não foram necessárias intervenções específicas na digestão de lamas existente. A instalação foi operada por uma empresa especializada. | Durante os dois anos de demonstração do projeto, a célula funcionou 2401 horas gerando 2100 MWh de energia elétrica, com uma eficiência de 44%. | | Crawford *et al.* ( 2010) |
| 39 | Lancaster Califórnia | | 57000 | Instalação de cogeração com microturbinas a gás. P elétrica = 190 kW. Algumas dificuldades operacionais e de gestão das disponibilidades de biogás necessitam resolução. | A meta ambicionada de 90% de autossuficiência ainda não foi alcançada. | | Crawford *et al.* ( 2010) |

**Tabela IV.2 - Pesquisa bibliográfica sobre casos de estudo de aplicação de medidas de conservação de energia em ETAR**

| Número | ETAR | População Servida (Heq) | Caudal médio Diário ($m^3$/dia) | Medidas adotadas | Resultados obtidos | Custos | Referência |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 40 | Atlantic Citry New Jersey | 420000 | 151000 | A ETAR possuía um aproveitamento de energia solar que garantia 3% das suas necessidades. O restante era comprado a 0,12 US$/kWh. Esta situação revelou-se insustentável, Em 2005, foi instalado um parque eólico, integrando 5 turbinas de 1.5 MW (velocidade do vento de 19 km/hora). | O parque é gerido por um grupo participado pela entidade gestora, e passou a garantir 67% das necessidades da ETAR. A instalação tornou-se 70% autossuficiente. | A energia é vendida ao preço de 0,0795 US$/kWh | Crawford *et al.* ( 2010) |
| 41 | San Diego Point Loma Califórnia | 2400000 | 662000 | Instalação de uma turbina de 1.3 MW (*) aproveitando uma queda hidráulica de 3.5 m na descarga final de efluente tratado. A instalação já era energeticamente autossuficiente através da cogeração (4,5 MW instalados)<br>(*) Este valor não é consonante com os valores de caudal e altura hidráulica referidos | A energia obtida a partir da turbina hidráulica é vendida para o exterior. | Recuperação do investimento em 3,7 anos | Crawford *et al.* ( 2010) |
| 42 | Rio Frio Bucaramanga Colômbia | 240000 | 64800 | Instalação projetada inicialmente com reatores *UASB* seguidos de afinação em lagoas. Devido à ocorrência de odores prevê-se a substituição das lagoas por um processo de lamas ativadas. | Prevê-se que o aproveitamento do biogás gerado nos *UASB*, em cogeração, seja suficiente para fornecer a energia necessária ao arejamento do processo de lamas ativadas. | O custo inicial da instalação (*UASB* + lagoas) foi de 32US$/habitante servido. | Crawford *et al.* ( 2010) |

# APÊNDICE 5 – PROPOSTAS DE ORIENTAÇÕES PARA A CONCEÇÃO E EXPLORAÇÃO DE SISTEMAS DE ÁGUAS RESIDUAIS VISANDO A EFICIÊNCIA ENERGÉTICA E A REDUÇÃO DE EMISSÕES

## 1 GESTÃO E OPERAÇÃO/MANUTENÇÃO DE SISTEMAS PARA A EFICIÊNCIA

### 1.1 Introdução

Neste item é efetuada uma abordagem dos aspetos considerados essenciais na gestão e nos procedimentos de operação/manutenção de sistemas de águas residuais, tendo em vista a redução das emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais. Pretende-se uma contribuição, junto dos responsáveis pela gestão e pela operação e manutenção de sistemas de águas residuais, para a definição de políticas de gestão e de procedimentos operativos e de manutenção visando a eficiência energética, a valorização da energia contida nas águas residuais e a minimização das emissões diretas e indiretas de GEE.

### 1.2 Princípios de gestão dos sistemas de águas residuais

A *Water Supply and Sanitation Technology Platform* (WSSTP) sugere a avaliação de um compromisso entre a proteção da água e a proteção da atmosfera, para evitar que uma proteção dos meios hídricos, imposta pela Diretiva Quadro da Água e eventualmente mais exigente do que o estreitamente necessário, se traduza numa transferência desfavorável de poluição da água para a atmosfera (WssTP, 2011). Embora se compreenda o sentido desta abordagem, haverá que reconhecer os riscos que a mesma encerra. A ideia que se julga fazer sentido será a de apostar em investigação e desenvolvimento nos processos de tratamento de águas residuais, inclusivamente nos processos já provados, por forma a poderem ser assumidos alguns riscos, de forma controlada, reduzindo as margens de segurança normalmente adotadas em termos da garantia dos níveis de tratamento de águas residuais. Por outro lado, poderá ser admitida a possibilidade de o quadro de qualidade das águas residuais tratadas poder variar sazonalmente, em função da sensibilidade e da capacidade de autodepuração dos meios hídricos recetores.

A formação de todos os colaboradores da entidade gestora, desde a administração e o pessoal administrativo até aos operadores, em particular no campo da eficiência energética e processual, é determinante para atingir o objetivo da minimização dos consumos e das emissões de GEE. É importante que as pessoas conheçam os valores da fatura energética e que sejam incentivados para a economia de energia e para a procura de soluções inovadoras para a redução dos consumos.

A contratação, pelas entidades gestoras a entidades externas, de serviços de operação e manutenção de sistemas de águas residuais obedece muitas vezes a um figurino de contrato em que os custos energéticos não figuram nos contratos e são assumidos diretamente pelas entidades gestoras. Por vezes não são salvaguardadas cláusulas que impeçam que este figurino de contrato se traduza numa despreocupação com os consumos energéticos por parte

da entidade contratada. Esta situação deve ser evitada, pois pode traduzir-se em consumos energéticos acrescidos, sobretudo se a entidade contratada for penalizada por situações de incumprimento do quadro de qualidade, o que a levará a correr o mínimo de riscos e a colocar os custos energéticos num plano secundário.

As emissões incorporadas na energia e nos produtos utilizados na exploração de uma instalação de tratamento de águas residuais (emissões dos *scopes* 2 e 3) assumem potencialmente uma dimensão significativa, pelo que se torna necessário adotar uma política de compras que privilegie a aquisição de energia e de materiais e produtos com as menores emissões incorporadas. Nestes materiais e produtos incluem-se os reagentes normalmente utilizados no tratamento de águas residuais (agentes de coagulação e floculação, polímeros, cal, metanol, *etc*) e materiais como balastros de aceleração de decantação e meios de enchimento de filtros.

A U. K. *Enviroment Agency* sugere que, nos contratos de construção ou de remodelação e reparação de instalações de tratamento de águas residuais, se obrigue os construtores a (EA, 2009b):

a) incorporar na construção o mínimo de 30% de produtos reciclados;

b) utilizar betões e cimentos que incorporem materiais reutilizados e energia proveniente de valorização energética de resíduos;

c) utilizar materiais de origem local, minimizando as necessidades de transporte;

d) aproveitar todas as oportunidades de reciclagem e de reintegração de materiais.

A separação entre as redes de drenagem em baixa, geridas em regra por entidades municipais, e os sistemas em alta (intercetores, emissários e ETAR), geridos em regra por empresas multimunicipais, acarreta algumas dificuldades para a otimização dos sistemas de tratamento de águas residuais. Por um lado dificulta a gestão técnica das redes de drenagem de forma articulada com as capacidades da ETAR, o que é particularmente importante no caso de sistemas unitários e pseudo-separativos. Por outro lado, desincentiva a adoção de determinadas práticas, ao nível das redes de drenagem, essenciais para o funcionamento das ETAR. É o caso, por exemplo, da adoção de medidas para controlo da intrusão de águas salinas em sistemas de drenagem costeiros.

O alcance dos objetivos de eficiência requeridos pela minimização das emissões de GEE no tratamento de águas residuais pressupõe a adoção de políticas de gestão baseadas numa atitude permanente das entidades gestoras de abertura para a procura de oportunidades de melhoria, identificadas com base na realização de auditorias e de análises de “*benchmarking”*. Estas entidades deverão dedicar especial atenção aos seguintes fatores, essenciais para o alcance daqueles objetivos:

1- uma gestão e manutenção adequadas das redes de drenagem e dos sistemas de intercetores e emissários que proporcione as melhores condições de afluência das águas residuais às instalações de tratamento;

2- uma gestão das lamas produzidas nas instalações de tratamento de águas residuais que privilegie a valorização;

3- a reutilização das águas residuais tratadas, visando a economia da água e a obtenção dos créditos de emissões associados à reciclagem de nutrientes;

4- o desenvolvimento de procedimentos operativos das várias operações e processos unitários de tratamento visando as melhores condições de eficiência processual;

5- um adequado programa de manutenção das instalações que, para além de minimizar tempos de paragem, permita que os equipamentos funcionem nas suas melhores condições de eficiência.

Nos itens seguintes é efetuada uma abordagem sumária dos aspetos considerados essenciais em cada um destes fatores.

### 1.3 Gestão das redes de drenagem e transporte de águas residuais

A variabilidade de caudais e cargas afluentes, com origem nas águas residuais pluviais em sistemas unitários e pseudo-separativos, é uma das principais causas de disfuncionamentos e perdas de eficiência nas ETAR. Contudo, podem ser adotados, na gestão destes sistemas, algumas medidas minimizadoras destes problemas, agrupadas nos seguintes quatro conjuntos:

1 - minimização dos volumes de águas residuais pluviais afluentes à ETAR, sem colocar em risco a qualidade dos meios recetores (reduzir os caudais e volumes admitidos na ETAR poderá significar lançar mais carga poluente e concentrações mais elevadas nos meios recetores, através dos dispositivos descarregadores de tempestade);

2 - redução dos picos de caudal e de carga do diagrama de afluências, em situações de precipitação;

3 - implementação, na ETAR, de uma linha de tratamento específica para tratamento dos caudais excedentários em tempo húmido permitindo, por um lado, proteger a linha de tratamento de tempo seco e, por outro, garantir a proteção dos meios recetores contra as cargas poluentes associadas a esses caudais pluviais;

4 - acompanhamento do diagrama de afluências e definição, se possível em antecipação, das medidas para prevenção/recuperação das situações de disfuncionamento.

Estas medidas minimizadoras estender-se-ão ao longo da bacia servida pela ETAR, uma vez que a redução de picos poderá passar pela instalação de dispositivos descarregadores de tempestade, pela criação de bacias de retenção e pelo aproveitamento da capacidade de encaixe da rede de drenagem e transporte de águas residuais. A boa e eficiente implementação deste conjunto de medidas pode requerer uma gestão em tempo real conjunta dos sistemas de drenagem, transporte e tratamento de águas residuais, de forma integrada com a monitorização dos meios recetores das águas residuais tratadas.

Em sistemas de águas residuais servindo zonas costeiras de cotas muito baixas, normalmente planas e envolvendo, por isso, um número significativo de estações elevatórias, a cota da crista dos descarregadores para o coletor de recurso dessas estações (para fazer face a situação de avaria ou falha de energia) é fixada com base num compromisso entre dois critérios:

a) a cota não ser demasiado baixa, originando a entrada de água do mar para a estação elevatória e para o sistema de águas residuais em situações de nível alto da maré;

b) a cota não ser demasiado alta, comprometendo a drenagem das habitações situadas a cotas mais baixas, em situação de funcionamento do coletor de recurso.

O detrimento do primeiro critério traduz-se numa elevada variabilidade da salinidade das águas residuais afluentes à ETAR, por vezes num regime cíclico paralelo com o regime de marés, com impactes negativos em termos do funcionamento e da eficiência dos processos biológicos de tratamento. Grande parte dos microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico não suportam uma variação significativa de salinidade, pelo que a população dentro dos reatores biológicos acaba por dividir-se em dois grupos, uns que suportam e outros que não suportam salinidades elevadas, sendo que, a cada momento, apenas uma parte da população se encontra em condições ambientais satisfatórias ao seu desenvolvimento, o que se traduz em perda de eficiência do processo biológico, com impactos ao nível do consumo energético.

Este problema pode ser minimizado através da instalação, nos descarregadores de recurso das estações elevatórias, de dispositivos automáticos que impeçam, nas situações de nível alto da maré, a intrusão de água do exterior para o interior da estação elevatória.

De salientar que salinidades elevadas são, normalmente, a maior dificuldade para a reutilização das águas residuais na rega, uma vez que a utilização de águas de rega com salinidades e taxas de absorção de sódio fora de determinadas gamas pode ser prejudicial para os solos e para as culturas. Por outro lado, os tratamentos de remoção de sais apresentam custos insustentáveis, pelo que salinidades elevadas nas águas residuais inviabilizam, em regra, a reutilização destas.

A procura de economias de aglutinação, na conceção e gestão de sistemas de águas residuais, tem vindo a conduzir a sistemas de grande extensão, envolvendo normalmente um grande número de sistemas elevatórios, por vezes com condutas elevatórias muito extensas. Os elevados tempos de retenção das águas residuais nos sistemas de recolha e transporte, até à entrada na ETAR, têm consequências importantes para a eficiência dos processos de tratamento.

A primeira consequência decorre de estes longos tempos de residência se traduzirem na depleção de oxigênio dissolvido nas águas residuais, com a criação de condições de desenvolvimento de microrganismos anaeróbios que utilizam sobretudo o sulfato como recetor de eletrões (embora os microrganismos desnitrificantes tenham uma cinética mais rápida, a sua atividade está limitada pela ausência de nitrato), dando origem a sulfureto de hidrogénio que, quando se liberta da massa líquida, traz consequências graves em termos de segurança, de libertação de maus cheiros e de corrosão das estruturas e equipamentos da instalação. Na ETAR, o sulfureto de hidrogénio dissolvido, por apresentar características de toxicidade para os microrganismos presentes nos tanques de arejamento, afeta a eficiência dos processos biológicos de tratamento. Além disso, pode resultar em dificuldades na decantação a jusante dos tanques de arejamento e no espessamento de lamas biológicas.

De salientar que, nos casos em que se verifica intrusão de águas salinas nos sistemas, a maior disponibilidade de sulfato agrava estas consequências.

As variações nos perfis de temperaturas do ar induzidas pelas alterações climáticas agravarão este problema da seticidade das águas residuais, pois a temperatura é um dos parâmetros determinantes na formação de sulfuretos ao longo dos sistemas de coleta e transporte de águas residuais.
A segunda consequência destes tempos de retenção muito elevados das águas residuais nos coletores, condutas e emissários tem a ver com a solubilização duma parte da matéria orgânica, chegando as águas residuais à ETAR com uma CBO dissolvida muito elevada, o que retira eficiência aos processos de tratamento baseados em sedimentação (que apresentam menores consumos energéticos e permitem maior recuperação da energia das águas residuais).
Em face das desvantagens referidas nos parágrafos anteriores, verifica-se atualmente uma tendência de regresso aos sistemas descentralizados, de menor dimensão, como podendo mais facilmente ser enquadrados numa linha de sustentabilidade global dos sistemas de águas residuais. Contudo, os sistemas de grande dimensão existem e não será viável a médio prazo uma transição de sistemas de grande dimensão para sistemas descentralizados, sobretudo em meios urbanos de elevada concentração, pelo que é importante que as entidades gestoras adotem as soluções técnicas disponíveis para controlar as condições de septicidade das águas residuais ao longo dos sistemas de transporte, minimizando a formação de gás sulfídrico e controlando os seus efeitos.

## 1.4 Gestão de lamas de ETAR (Biossólidos). Plano de gestão de lamas

### 1.4.1 Princípios gerais

As lamas, após tratamento, contêm ainda matéria orgânica e nutrientes que, se forem valorizados, por exemplo através da sua aplicação no solo, permitem um crédito de emissões correspondente às emissões que estariam associadas à produção dos nutrientes valorizados. Se não forem valorizadas e forem depositadas em aterro, a sua consequente digestão anaeróbia provoca emissões significativas, sobretudo de metano, que se liberta para a atmosfera. A instalação de um sistema de coleta e valorização do metano não elimina totalmente estas emissões, especialmente nos anos iniciais de exploração do aterro.
As lamas têm uma quota-parte superior a 70 - 80% das necessidades totais de transporte de materiais no âmbito de exploração de ETAR, no caso de as lamas serem retiradas da ETAR com sicidades de 18 a 25%. Se as lamas forem objeto de secagem para uma sicidade da ordem de 90%, os volumes e pesos de lamas a transportar a destino final reduzem-se para cerca de um quarto e aquela percentagem desce significativamente. As emissões diretas de $CO_2$ associadas a estes transportes assumem uma importância significativa no balanço de emissões associadas ao tratamento de águas residuais.
O que foi referido nos parágrafos anteriores evidencia bem a importância da conceção do tratamento e destino final das lamas de depuração e, sobretudo, de um plano de gestão de lamas desenvolvido segundo princípios que minimizem os consumos energéticos e as

emissões de GEE, sendo certo que estes princípios contribuirão não só para a sustentabilidade ambiental, mas também para a sustentabilidade económica dos sistemas, contribuindo para o alinhamento do tratamento de águas residuais com uma abordagem integrada de economia circular.

### 1.4.2 Valorização de lamas no solo

As soluções de destino final de lamas de tratamento de águas residuais urbanas mais adequadas, do ponto de vista da minimização das emissões de GEE, são as que envolvem a valorização, em particular a valorização no solo, agrícola ou florestal. Esta valorização permite o aproveitamento do potencial fertilizante dos nutrientes presentes nas lamas e, em algumas situações, o aproveitamento do efeito estruturante que a matéria orgânica e outros materiais presentes nas lamas podem ter sobre os solos. A forma como estas soluções contribuem para a redução das emissões são, essencialmente, duas: evitam a deposição de lamas em aterro e as emissões diretas associadas à degradação da sua matéria orgânica; proporcionam os créditos de emissões correspondentes às emissões poupadas no fabrico dos nutrientes reciclados.

Este destino final é considerado, de acordo com o anexo III-B da Portaria n.º 209/2004, de 3 de Março, uma operação de valorização de resíduos e enquadra-se nos critérios de classificação em *Melhor Técnica Disponível* estabelecidos no Anexo III do Decreto-lei n.º 173/2008, de 26 de Agosto.

A atividade de valorização de lamas no solo tem vindo a ser regulada pelo Decreto-Lei Nº118/2006, de 21 de Junho, que transpôs a Diretiva n.º 86/278/CEE, do Conselho, de 12 de Junho. Aquele decreto foi revogado com a publicação do Decreto-Lei nº 276/2009, de 2 de Outubro, com o objetivo de garantir que a aplicação das lamas não prejudica a qualidade do ambiente, em especial das águas e dos solos, e não constitui um risco para a saúde pública. Este novo decreto introduz um conjunto de novas exigências, das quais se destacam as seguintes:

- instalação para armazenamento de lamas, com capacidade equivalente, no mínimo, à produção de três meses;
- aumento da frequência na realização das análises às lamas;
- realização de um Plano de Gestão de Lamas;
- tratamentos de higienização das lamas;
- espalhamento imediato das lamas nos solos onde são valorizadas;
- posse de alvará por parte dos operadores.

A Diretiva n.º 86/278/CEE encontra-se num longo processo de revisão, que contemplou já um conjunto de documentos de trabalho no âmbito de um estudo, encomendado pela Comissão Europeia, visando os seguintes objetivos específicos (RPA *et al.,* 2010):

- reunião da informação relacionada com os impactes sobre o ambiente, sobre a socioeconomia e sobre a saúde pública relacionados com a prática da valorização no solo de lamas de ETAR no espaço da União Europeia;

- avaliação e previsão dos riscos e oportunidades expectáveis no futuro decorrentes da valorização no solo de lamas de ETAR;

- identificação de opções e soluções alternativas e estimativas de custos e benefícios.

No âmbito daquele estudo, foi entregue à Comissão Europeia um relatório, no qual são admitidas as seguintes opções a respeito da revisão da Diretiva (RPA *et al.,* 2010):

Opção 1 – nada fazer e manter a Diretiva na sua redação atual;

Opção 2 – introduzir alguns limites mais restritivos para metais pesados, compostos orgânicos e microrganismos patogénicos e exigências mais restritivas em termos da aplicação ao solo, da monitorização e do controlo analítico da qualidade das lamas;

Opção 3 – introduzir limites mais restritivos em todas as substâncias e proibição de aplicação em algumas culturas;

Opção 4 – proibição total da utilização de lamas nos solos;

Opção 5 – cancelamento da Diretiva.

Foram avaliados, naquele relatório, os impactos ambientais e económicos das opções analisadas, tendo-se retirado as seguintes conclusões:

- as opções 2,3 e 4 reduzirão os potenciais impactos negativos sobre a saúde pública e sobre o ambiente, mas em contrapartida ampliarão os impactes negativos dos destinos alternativos;

- em relação aos impactes positivos das opções 2, 3 e 4, a pesquisa bibliográfica efetuada naquele estudo e as respostas dos estados-membros aos inquéritos efetuados não foram significativamente conclusivas; a maior parte da literatura e muitas respostas ao inquérito indicam que os atuais níveis de exigência da diretiva atual são suficientes, sendo que alguns estados-membros apresentam o princípio da precaução como fundamento da sua proposta de limites mais restritivos.

- os impactos da opção 5 foram considerados de elevada incerteza, com magnitudes potencialmente muito elevadas, razão pela qual, e seguindo o princípio da precaução, a opção 5 foi considerada inaceitável

- em termos de custos, a análise de custo/benefício efetuada (que não valorizou os impactes positivos em termos da maior proteção ambiental e da saúde pública das opções 2,3 e 4, por dificuldade de valoração) revelou que as opções 2 e 3 apresentam custos significativamente mais baixos do que os da opção 4, sendo que a opção 2 é a que apresenta menores impactos de custos. A opção 4 terá os maiores impactes nos custos.

Em face destas observações, o documento em análise conclui que as restrições mais gravosas em termos de custos serão a imposição de maiores restrições às concentrações máximas de compostos orgânicos (PAH em particular) e metais pesados nos solos recetores, admitindo que a decisão de revisão da Diretiva tenha de resultar da análise de vantagens/inconvenientes de cada opção, e que a opção de proibição total não será aceitável, pela importância que, na gestão de resíduos, é atribuída à recuperação e reciclagem.

As exigências expressas no Decreto-Lei 276/2009, de 2 de Outubro, encontram-se sensivelmente ao mesmo nível das da opção 2. Contudo os limites máximos das

concentrações de metais pesados nos solos recetores considerados nesta opção 2 são mais restritivos do que os requeridos naquele decreto, tendo sido questionados por Portugal durante as consultas efetuadas no âmbito dos estudos de revisão da Diretiva (Dias, 2010).

Analisando os aspetos atrás sumariamente apontados, pode concluir-se que a valorização no solo continuará certamente a ser o destino final mais vantajoso para as lamas produzidas nas ETAR, em termos ambientais e em termos económicos, havendo contudo que acautelar os aspetos relacionados com a proteção ambiental e da saúde pública, os quais serão objeto de exigências cada vez mais restritivas. O novo Decreto-lei veio trazer novas dificuldades e desafios à gestão de lamas, devendo, ainda assim, admitir-se a possibilidade de a revisão da Diretiva poder vir a acrescentar algumas exigências adicionais, designadamente ao nível dos limites máximos de metais pesados e de substâncias tóxicas. O relatório atrás citado (RPA *et al.,* 2010) admite ainda uma opção mais severa de estender a todas as substâncias os limites mais restritivos e de proibir a aplicação em algumas culturas. São também previsíveis exigências mais restritivas em termos dos procedimentos de aplicação no solo, da monitorização e do controlo analítico da qualidade das lamas

Com base nas considerações efetuadas nos parágrafos anteriores, recomenda-se a adoção das seguintes orientações no planeamento e conceção de um projeto envolvendo a valorização no solo de lamas de tratamento de águas residuais urbanas:

- caracterização cuidada dos efluentes industriais gerados na bacia servida pela ETAR, em termos de situação atual e da previsão da sua evolução, enquadrada nas previsões dos planos diretores municipais e tendo em conta a existência/fiscalização de regulamentos municipais de descarga de efluentes industriais nos coletores públicos;

- caracterização da procura de lamas, em termos de quantidades e de qualidades requeridas face às características dos solos e às culturas praticadas;

- estudo das conceções e soluções de tratamento e destino final de lamas enquadradas numa primeira versão do Plano de Gestão de Lamas previsto no Decreto-Lei Nº 276/2009, de 2 de Outubro;

- estudo e conceção das soluções de tratamento de lamas e do seu armazenamento que apresentem uma elevada flexibilidade para futuras eventuais atualizações, para efeito de facilitar a resposta a eventuais alterações das exigências de qualidade das lamas e dos procedimentos da sua aplicação no solo.

### 1.4.3 Valorização energética de lamas

O consumo de energia de uma instalação de incineração de lamas depende, essencialmente, da sicidade das lamas a incinerar. Lamas com sicidades até cerca de 50% necessitam de fonte auxiliar de combustível, enquanto que lamas com sicidades acima daquele valor normalmente não necessitam dessa fonte, apresentando por isso um potencial de valorização energética superior (WEF, 1998). A sicidade é, assim, um parâmetro determinante na análise de viabilidade de uma instalação de valorização energética de lamas, devendo, por isso, ser

equacionado um processo de secagem, térmica ou solar, das lamas a montante da valorização energética.

Certamente que a secagem térmica também consome energia para promover a secagem das lamas. Contudo o processo de secagem térmica pode ser energeticamente mais eficiente, na medida em que:

- o calor necessário à secagem pode ser produzido em cogeração;
- o processo de secagem poderá ser energeticamente mais eficiente na remoção de água.

No que se refere a emissões diretas, aos processos de incineração de lamas associam-se normalmente emissões de metano e de óxido nitroso.

A intensidade das emissões de metano depende fortemente do regime de operação da instalação, sendo que incineradoras funcionando em regime contínuo geram emissões muito reduzidas (CCME, 2009a).

A intensidade das emissões de óxido nitroso depende essencialmente da estabilidade da temperatura de incineração. A tecnologia de leitos fluidificados proporciona uma temperatura de incineração muito estável, sendo as suas emissões de óxido nitroso inferiores às da tecnologia de fornos múltiplos, em que se verificam grandes variações de temperatura (CCME, 2009a).

Em função das razões sumariamente apontadas, as três linhas de orientação principais na conceção de uma solução para valorização energética de lamas serão:

- a avaliação da viabilidade de uma secagem das lamas a montante da valorização energética, visando a obtenção de uma sicidade o mais elevada possível, desejavelmente acima de 50%;
- a promoção das soluções que proporcionem uma alimentação o mais contínua possível de lamas à instalação de incineração;
- a adoção de soluções e tecnologias que se caracterizem por uma estabilidade de temperatura no processo de incineração.

### 1.5 Reutilização de águas residuais tratadas

A reutilização de águas residuais tratadas, em usos compatíveis, para além de constituir uma prática essencial para uma utilização racional da água, enquanto bem escasso, permite a reciclagem dos nutrientes contidos nas águas residuais. Esta reciclagem traduz-se em créditos de emissões correspondentes às emissões que decorreriam da produção desses nutrientes reciclados.

Em zonas onde a água natural utilizada na rega é captada a elevadas profundidades, a reutilização pode ainda permitir poupanças significativas de energia, que se traduzem também em créditos de emissões de $CO_2$.

As entidades gestoras de sistemas de águas residuais, sobretudo daqueles sistemas que servem regiões onde a pressão sobre os recursos hídricos é mais forte e os riscos de escassez

são superiores, deverão, por isso, avaliar as potencialidades e oportunidades de reutilização das águas residuais tratadas.

## 1.6 Procedimentos operativos e otimização de parâmetros de funcionamento das OPU nas ETAR

### 1.6.1 Princípios orientadores gerais

A forma mais ou menos otimizada de operação das diferentes operações e processos unitários de tratamento (OPU) é determinante para a eficiência energética e processual e para as emissões de GEE em ETAR. Os princípios orientadores gerais de uma operação sustentada de instalações de tratamento de águas residuais são, fundamentalmente, os seguintes:

1 - redução das necessidades de energia, reagentes e materiais, nas diferentes OPU;

2 - potenciação dos processos que permitam o aproveitamento da energia incorporada nas águas residuais;

3 - otimização dos parâmetros de funcionamento das diferentes OPU nas ETAR;

4 - adequação "*quanto baste*" dos níveis de tratamento à sensibilidade do meio recetor das águas residuais tratadas e às exigências da licença de descarga;

5 - melhoria e aproveitamento da flexibilidade das instalações para permitir diferentes regimes de utilização, melhorando a sua adaptabilidade à variação das condições de afluência, designadamente a ajustes sazonais;

6 - racionalização de deslocações e transportes.

### 1.6.2 Gestão de cargas e aproveitamento da flexibilidade das instalações

As operações e processos unitários de tratamento de águas residuais podem classificar-se em dois grupos, com características distintas em termos da gestão de consumos energéticos:

a) os processos que são comandados pelas condições de afluência e que têm de reagir incondicionalmente e instantaneamente às solicitações que lhes são impostas;

b) os processos sobre os quais são possíveis ações de deslize da cargas e de redução de consumos de pico, através do aproveitamento de capacidades de encaixe e regularização, disponíveis ou criadas através de medidas de exploração adequadas.

Determinadas operações de exploração dos processos referidos na alínea b) anterior podem ser deslocadas para períodos mais favoráveis em termos da intensidade carbónica e do custo das fontes energéticas disponíveis. Esta medida nem sempre reduz os consumos energéticos, mas permite uma redução das pontas e a utilização de fontes de energia menos carbónicas ou de energias renováveis.

Em Crawford *et al.* (2010) são sugeridos dois grupos de medidas, neste domínio da gestão de cargas: a equalização de caudais e cargas poluentes a tratar, tirando partido de tanques de equalização ou da capacidade de encaixe do próprio sistema; a utilização dos grupos geradores de emergência para complementar a alimentação de energia elétrica da rede em

períodos de ponta. A última opção referida não deverá, naturalmente, comprometer a função de socorro do gerador.

A flexibilidade das instalações, em termos de adaptação aos caudais e cargas a tratar deverá também ser objeto do máximo aproveitamento, sendo normalmente possíveis os seguintes tipos de medidas (Crawford *et al.,* 2010):

a) retirada de serviço de órgãos que não são necessários para fazer face às solicitações, sendo particularmente relevante o desligar de sistemas de arejamento;

b) avaliação da viabilidade de instalação de variadores de frequência, por forma a permitir a adaptação do funcionamento dos equipamentos às solicitações reais, nas melhores condições de eficiência;

c) avaliação da viabilidade de substituição de unidades de grande dimensão por unidades de menor dimensão, o que permitirá aumentar a flexibilidade da instalação para adaptação a diferentes condições de afluência;

d) prestação de atenção especial à instrumentação, aproveitando todas as oportunidades para a sua atualização e melhoria.

A flexibilidade operacional de uma instalação de tratamento de águas residuais pode conduzir a poupanças energéticas da ordem de 10 a 25%, podendo atingir valores superiores em casos extremos (SAIC, 2006).

### 1.6.3 Máxima reciclagem. Minimização do consumo de materiais e reagentes

A produção e transporte de reagentes utilizados no tratamento de águas residuais origina emissões indiretas, contabilizadas no *scope* 3, que interessa minimizar. Este desiderato, associado às exigências da Diretiva REACH, a qual tem por objetivo a proteção da saúde pública e do ambiente através de uma melhor e antecipada identificação das propriedades intrínsecas das substâncias químicas, releva a importância da utilização racional de reagentes no tratamento de águas residuais. Esta utilização pressupõe um conjunto de medidas e cuidados a adotar na exploração de sistemas de tratamento, de que se destacam os seguintes:

a) identificação das melhores práticas e realização de avaliações de "*benchmarking*";

b) melhoria dos sistemas de coagulação/floculação;

c) implementação de modelação, de automação e de ensaios de tratabilidade;

d) controlo adequado e eficaz das dosagens;

e) reutilização e reciclagem;

f) opção preferencial por processos que não necessitam de reagentes, com utilização nas situações estritamente necessárias;

g) controlo na origem e minimização de poluentes cuja remoção implica a utilização de reagentes, através de gestão integrada ao nível da bacia hidrográfica.

### 1.6.4 Elevação de águas residuais e de lamas

O consumo de energia elétrica em bombagens assume uma importância relevante no tratamento de águas residuais, assumindo, em muitas ETAR, o segundo lugar logo a seguir ao arejamento. A operação e manutenção destas instalações deve ser orientada para os seguintes objetivos essenciais:

a) minimização das necessidades de caudais e volumes a elevar;

b) regulação adequada dos sistemas elevatórios, aproveitando ao máximo a sua capacidade de adaptação às necessidades de caudal e pressão verificadas em cada momento, visando a manutenção do funcionamento dos grupos elevatórios nos seus pontos de funcionamento mais eficientes;

c) anulação de desperdícios de energia induzidos por perdas de carga resultantes de obstruções de tubagens e bombas e por deficiente atuação sobre válvulas de seccionamento e de regulação de caudal;

d) vigilância das condições de funcionamento dos sistemas (temperatura, vibrações, intensidades de corrente, fenómenos de cavitação) para deteção e avaliação de situações indutoras de quebra de eficiência.

Os sinais de alerta, indiciadores de desperdício de energia, a que os operadores deverão estar mais atentos são, essencialmente, os seguintes (USEPA, 2010):

a) necessidade de atuação demasiado frequente em válvulas de regulação de sistemas elevatórios;

b) situações de ligar/desligar demasiado frequentes;

c) ruído estranho nas bombas, indiciando fenómenos de cavitação;

d) temperatura elevada dos motores;

e) eventual incapacidade do sistema para elevar o seu máximo caudal de projeto.

Os cuidados e os pontos críticos de operação e manutenção são os seguintes:

a) avaliação dos pontos de funcionamento dos grupos elevatórios e sua comparação com as condições projetadas e com as condições de melhor rendimento, por forma a identificar e corrigir eventuais situações de ineficiência;

b) verificação do sistema de controlo;

c) verificação dos fatores de potência e sua correção, quando necessário;

d) manutenção preventiva condicionada (análise de correntes, análise de temperaturas, análise de vibrações e análise de óleos usados);

e) realização de testes periódicos;

f) manutenção de bombas e tubagens em estado de limpeza e desobstrução (aspeto particularmente relevante nos sistemas elevatórios de lamas);

g) verificação periódica de alinhamentos;

h) verificação periódica do desgaste dos impulsores;

i) aproveitamento das oportunidades de substituição de equipamentos para promover as seguintes ações:

i1) opção por motores de elevado rendimento;

i2) seleção de grupos elevatórios de características mais adequadas ao fluido a bombar (aspeto particularmente relevante no caso de sistemas elevatórios de lamas);

i3) instalação de variadores de frequência;

i4) ajustes nos diâmetros dos impulsores.

As curvas características dos sistemas elevatórios (curvas que relacionam o caudal elevado com a pressão imediatamente a jusante dos grupos elevatórios, nas diferentes situações de funcionamento) deverão ser determinadas logo no arranque da instalação, quando as tubagens e os grupos elevatórios estão garantidamente desobstruídos. O conhecimento da curva característica de um sistema elevatório permite diagnosticar as razões de uma eventual situação de caudal elevado inferior ao projetado, designadamente se se trata de um problema de entupimento da tubagem, ou se se trata de uma situação de deficiente rendimento dos grupos eletrobomba. No caso de não se dispor destas curvas, deverá ser aproveitada uma eventual oportunidade em que se procedeu à limpeza dos grupos elevatórios e das tubagens para efeito de se proceder aos ensaios e medições necessárias para a determinação das curvas características. Para o efeito deverão ser verificados/calibrados os manómetros instalados a jusante dos grupos (ou instalados, se não inexistirem) e instalados medidores de caudal (ou verificados, caso existam).

### 1.6.5 Processos biológicos de tratamento (reatores biológicos)

O tratamento biológico de águas residuais origina emissões diretas de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso e indiretas de dióxido de carbono associadas ao consumo de energia elétrica. As emissões diretas de dióxido de carbono são de origem biogénica, pelo que não devem ser contabilizadas. As emissões diretas de metano associam-se aos processos anaeróbios que ocorrem em reatores anaeróbios, enquanto as de óxido nitroso se associam aos processos de nitrificação e desnitrificação.

Para minimizar as emissões diretas, deverá ser evitada a ocorrência e bolsas de anaerobiose em processos biológicos teoricamente aeróbios e bolsas de anoxia em reatores onde a desnitrificação completa pode não ocorrer.

Para minimizar as emissões indiretas torna-se necessário minimizar os consumos de energia elétrica associados ao arejamento, através da adoção de duas linhas de orientação:

a) maximização da eficiência processual, de forma a minimizar as necessidades de oxigénio e maximizar a eficiência da sua utilização;

b) maximização da eficiência dos sistemas de arejamento.

A eficiência dos sistemas de arejamento é um parâmetro intrínseco dos equipamentos de arejamento, pelo que as medidas ao nível da exploração para a melhorar são muito limitadas.

A eficiência processual pode ser maximizada por três vias:

a) criando boas condições ambientais para o desenvolvimento da biomassa mais adequada e mais eficaz nos reatores face aos objetivos do tratamento, por forma a maximizar a eficiência dos processos biológicos de oxidação do carbono e da amónia, de desnitrificação e de assimilação do fósforo;

b) controlando os níveis de oxidação da matéria orgânica e de remoção de nutrientes visando atingir o quadro de qualidade estritamente necessário, evitando consumos de oxigénio superiores aos necessários;

c) fornecendo as quantidades de oxigénio estritamente necessárias para a respiração dos microrganismos responsáveis pelo tratamento, reduzindo assim o consumo energético no arejamento.

O consumo energético no arejamento aumenta praticamente de forma exponencial com a concentração de oxigénio dissolvido nos reatores, devido ao facto de a solubilidade do oxigénio baixar com o aumento da sua concentração na massa líquida, sendo essencial manter essa concentração no mínimo compatível com o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento.

No sentido do fornecimento das quantidades estritamente necessárias de oxigénio, poderão ser adotadas as seguintes medidas:

a) aproveitamento máximo da flexibilidade dos reatores biológicos, em termos da gestão das zonas de transição aerobiose/anoxia, para maximizar a eficiência dos processos de arejamento e minimizar os consumos energéticos.

b) maximização do aproveitamento do oxigénio do nitrato, para reduzir as necessidades de oxigénio;

c) controlo eficaz do fornecimento de oxigénio ao processo, através da monitorização dos teores de oxigénio dissolvido e, se possível, da amónia (em sistemas que não incluam a oxidação da amónia nos objetivos do tratamento e que não possuam reatores anóxicos para desnitrificação, deverá reduzir-se ao mínimo a nitrificação nos reatores aeróbios, a fim de evitar a desnitrificação descontrolada a jusante, nos decantadores secundários);

d) minimização da idade de lamas, salvaguardando contudo os objetivos do tratamento.

Para efeito de controlo do nível de tratamento, recomenda-se uma monitorização muito atenta do processo, com base num sistema de controlo adequado, com registo dos dados relevantes para uma aprendizagem que permita um conhecimento do sistema e da sua reação face a diferentes parametrizações. Este conhecimento permitirá uma melhor avaliação de riscos e a adoção de critérios menos conservativos na exploração do processo.

No que respeita a condições ambientais para um desenvolvimento otimizado dos processos biológicos haverá que ter em conta, essencialmente, a temperatura, a disponibilidade de recetor de eletrões (oxigénio dissolvido, nitrato ou outro), a disponibilidade de substrato e um tempo de residência que propicie a multiplicação dos microrganismos favoráveis e reduza o desenvolvimento dos desfavoráveis. A variação de caudais e cargas a tratar, diária e sazonal, dificulta bastante a estabilização destas condições, dificuldades agravadas no caso de sistemas de drenagem unitários e pseudo-separativos. Para minimizar estas dificuldades, poderão ser adotadas as seguintes medidas principais, ao nível da operação de sistemas biológicos de tratamento:

a) adaptação do número de reatores em funcionamento às condições de afluência, tirando o máximo partido da flexibilidade das instalações e, quando possível, aumentando essa flexibilidade;

b) controlo de caudais excedentários;

c) controlo dos elementos tóxicos para a biomassa;

A operação de decantação secundária joga também um papel importante na eficiência energética do processo, na medida em que um deficiente funcionamento desta operação se pode traduzir na ocorrência de lamas biológicas menos concentradas, implicando a necessidade de maiores caudais de recirculação e, assim, de consumos energéticos acrescidos.

As situações de disfuncionamento mais correntes são a subida do manto de lamas, com perda de sólidos e degradação da qualidade do efluente tratado, e a perda de decantabilidade das lamas, com decrescimento da concentração das lamas extraídas e necessidade de maiores caudais de recirculação de lamas. As causas destes fenómenos, que interessa identificar e corrigir, são, na generalidade dos casos, as seguintes:

a) aumento da carga hidráulica para valores acima dos aceitáveis, associada à ocorrência de caudais excedentários de origem pluvial ou decorrente de sobrecarga da instalação;

b) aumento da carga de sólidos nos decantadores para valores acima dos aceitáveis, devido, por exemplo, a um aumento da concentração da biomassa nos reatores sem uma compensação ao nível da recirculação de lamas;

c) fenómenos de "*bulking",* associados ao crescimento de microrganismos filamentosos nos reatores, que se traduzem numa fraca sedimentabilidade das lamas;

d) ocorrência de desnitrificação descontrolada nos decantadores, com ocorrência de fenómenos de flotação associados à ascensão do azoto libertado, com suspensão das lamas e deterioração do efluente tratado e, normalmente, com uma consequente diminuição da concentração das lamas.

### 1.6.6 Processos de filtração (física e biológica)

As operações de filtração de águas residuais originam as seguintes emissões de GEE:

a) emissões indiretas de dióxido de carbono associadas ao consumo de energia elétrica nas bombagens necessárias ao funcionamento dos filtros e ao arejamento da biomassa (no caso da biofiltração);

b) emissões indiretas incorporadas nos reagentes e produtos utilizados (coagulantes, floculantes, metanol ou outra fonte externa de carbono, e meios de enchimento).

#### Filtração física

No caso da filtração física, o consumo energético depende essencialmente do tipo de filtro (parâmetro sobre o qual não é possível atuar ao nível da exploração) e do estado de colmatação do meio filtrante, o qual deverá ser controlado através da gestão do processo de

lavagem. Lavando o meio filtrante mais vezes (reduzindo o valor da perda de carga diferencial que desencadeia o processo de lavagem), reduzem-se as perdas de carga e o consumo energético na operação normal do filtro, mas o consumo energético na lavagem aumenta, pelo que haverá que otimizar este compromisso, tendo presente que a qualidade do efluente da filtração deverá também ser considerada, bem como o tempo máximo entre lavagens (para mitigar a ocorrência de fenómenos de fixação de filme biológico).

O processo de formação e fixação do filme biológico depende essencialmente da qualidade das águas residuais a filtrar, designadamente da carga orgânica que constitui o substrato para o desenvolvimento dos microrganismos. Uma forma de controlar a formação deste filtro poderá, nos casos em que ambientalmente aceitável, passar pelo doseamento de um agente oxidante, eventualmente de forma descontínua.

A eficiência da filtração depende também da utilização de agentes de coagulação/floculação, cujas dosagens e condições de aplicação deverão ser objeto de ensaios de tratabilidade, no sentido de maximizar a eficiência da respetiva utilização. Esta eficiência tem um duplo efeito em termos da redução de emissões, uma vez que se traduz na redução dos consumos energéticos e na redução da utilização de reagentes.

**Filtração biológica**

No caso da filtração biológica, processo que combina a filtração física com processos biológicos desenvolvidos no interior do meio filtrante (Rother *et al.,* 2004), os consumos energéticos estão associados ao arejamento da biomassa fixa no meio de enchimento, ao “vencimento” da perda de carga hidráulica do filtro e às operações de lavagem do meio filtrante.

O volume de ar requerido é função da carga a tratar, da taxa de respiração endógena da biomassa e da eficiência de transferência de oxigénio. Quando o arejamento é insuficiente, a remoção de carga poluente é insuficiente face aos objetivos do tratamento e podem ser criadas condições de anaerobiose ou de anoxia no interior do reator. Se o arejamento for demasiado pode ocorrer a quebra do biofilme e uma redução da qualidade do efluente tratado. O arejamento deverá, por isso, ser o mínimo compatível com os objetivos do tratamento, devendo ser otimizado através da monitorização dos volumes de ar fornecidos e das quantidades de oxigénio utilizadas pela biomassa.

Podem ser utilizados analisadores em linha, baseados na correlação entre a concentração de CQO e a absorção de radiação UV, permitindo um ajustamento automático do arejamento (Mendoza *et al.,* 1999). No caso de as instalações não disporem deste equipamento, deverão ser aproveitadas as oportunidades de intervenções de substituição ou melhoria, no âmbito da manutenção, para a sua instalação.

O tempo entre lavagens deverá ser o mais longo possível para permitir a manutenção duma população estável no reator e para reduzir as perdas de material do meio de enchimento. É aconselhável a instalação de sondas de colmatação para uma avaliação da quantidade de

biomassa presente em operação normal e da quantidade de biomassa restante após a finalização de um período de lavagem.

**Operação de lavagem dos filtros**

Um caudal de lavagem insuficiente pode reduzir o tempo entre lavagens (agravando os consumos energéticos) levando a uma periodicidade de lavagens muito elevada e a deficiente qualidade do efluente tratado. Por outro lado, taxas de lavagem muito elevadas podem conduzir à perda de partículas coloidais do meio filtrante, essenciais para a eficiência da filtração, e à perda de material do meio de enchimento. Deverá, por isso, ser prestada uma atenção especial à regulação do processo de lavagem (caudais de água e de ar, tempo de lavagem, período máximo entre lavagens, e valores paramétricos desencadeadores do processo de lavagem), devendo atender-se às instruções do fornecedor da tecnologia de biofiltração e do material de enchimento.

As operações de lavagem, quer de filtros físicos, quer de filtros biológicos, consomem muita energia, pelo que poderá ser avaliada, ao nível da operação da filtração, a possibilidade de privilegiar os períodos de baixos consumos energéticos da ETAR e os períodos de vazio para a realização destas operações.

### 1.6.7 Processos de desinfeção

O processo de desinfeção mais utilizado em águas residuais é a radiação ultravioleta pelo que se abordam em seguida as medidas e linhas de orientação que, ao nível da operação dum sistema deste tipo, poderão contribuir para a redução dos consumos energéticos e para a minimização das emissões de GEE.

Os equipamentos dos processos de desinfeção por UV são, normalmente, objeto de ensaios nas instalações dos fabricantes, pelo que as suas parametrizações e condições de funcionamento são definidas em função da obtenção da máxima eficiência. Por esta razão, a linha de orientação principal a adotar na exploração de um sistema de UV será a de manter o sistema o mais próximo possível das suas condições nominais de operação. Destas condições destacam-se as seguintes:

a) idade das lâmpadas dentro do limite máximo recomendado pelo fabricante, através do estabelecimento de um programa de substituição;

b) limpeza das sedes de proteção das lâmpadas, por forma a prevenir o "*fouling",* operando o sistema de limpeza de acordo com as instruções do fabricante;

c) verificação da manutenção de condições hidráulicas adequadas no(s) canal(ais) de desinfeção (condições de mistura e agitação, evitando zonas mortas ou curto circuitos), e a altura de água garantindo as condições de submergência das lâmpadas;

d) acompanhamento dos processos a montante por forma a verificar se as características de qualidade das águas residuais a desinfetar (turvação, teores em SST, ferro, matéria orgânica, cloretos e nitratos, parâmetros que afetam a transmitância das águas

residuais à radiação UV) estão em conformidade com o previsto no projeto e no manual de operação;

e) verificação do sistema automático de controlo da intensidade de radiação e calibração periódica dos respetivos instrumentos;

f) adequação do dimensionamento da instalação às condições de afluência das águas residuais, tirando o máximo partido da flexibilidade de adaptação da instalação, nomeadamente desligando bancos de lâmpadas ou colocando canais fora de serviço, caso haja essa possibilidade.

### 1.6.8 Processos de espessamento de lamas

Embora os processos de espessamento de lamas não apresentem consumos energéticos muito significativos, mesmo aqueles baseados em processos mecânicos, nem provoquem emissões diretas significativas, o consumo de reagentes pode, em determinadas soluções técnicas, ter incorporadas emissões indiretas (*scope* 3) significativas. Nestas soluções, em que as lamas a espessar são previamente objeto de condicionamento químico, interessa minimizar estas emissões por duas vias essenciais: minimizando o consumo de reagente; e selecionando reagentes que tenham as menores emissões incorporadas.

Como se verá no item seguinte, um bom funcionamento do espessamento, proporcionando uma boa e estável concentração das lamas a digerir, é essencial para um funcionamento eficiente da digestão anaeróbia de lamas.

A orientação principal a adotar na exploração de equipamentos de espessamento de lamas será a de operar estes processos da forma mais contínua e uniforme possível, minimizando o número de paragens dos equipamentos. As dosagens e tipos de agente condicionador das lamas a espessar deverão ser revistos frequentemente, com base nos resultados de estudos de tratabilidade.

Os sobrenadantes do espessamento, que retornam geralmente à linha líquida da ETAR, poderão constituir uma carga significativa, sobretudo de amónia, nos reatores biológicos, razão pela qual se deve monitorizar e controlar a qualidade destes sobrenadantes e avaliar o seu impacto no funcionamento dos processos biológicos.

No espessamento gravítico, aplicado normalmente a lamas primárias, os parâmetros essenciais a controlar são a concentração de sólidos, a carga superficial de aplicação de sólidos e a carga hidráulica.

Deverá ser equacionada a utilização de água de diluição para melhoria de funcionamento do espessamento, designadamente nas instalações que promovem o espessamento de lamas mistas, resultantes da mistura de lamas primárias com lamas biológicas. Esta adição de água terá as seguintes vantagens, em termos de funcionamento do espessamento:

- permite maior estabilização do valor da carga hidráulica;
- a água funciona como agente oxidante e permite subir os níveis de oxigénio dissolvido nas lamas em espessamento, reduzindo o potencial de emissões (reduzindo a libertação de gases, mitiga os seus efeitos em termos de suspensão de lamas);

- minimiza a estratificação das lamas no interior do espessador, potencialmente induzida pelos processos biológicos decorrentes da eventual existência de lamas biológicas.

Nos casos em que as lamas biológicas constituem uma percentagem inferior a cerca de 30% do total de lamas mistas a espessar, o risco para a ocorrência de estratificação é baixo. Contudo, quando a percentagem de lamas biológicas sobe acima deste valor, o risco de estratificação aumenta, traduzindo-se num abaixamento de eficiência, com redução da concentração das lamas espessadas. Neste caso, para além da utilização de água de diluição, deverá ser ponderado o controlo do fenómeno de estratificação.

Um aspeto a ter em atenção ao nível da operação e manutenção de sistemas de flotação prende-se com a acumulação de areias e outros inertes no fundo dos flotadores.

### 1.6.9 Digestão anaeróbia de lamas

Do ponto de vista da eficiência energética e da redução de emissões, um bom desempenho da digestão anaeróbia traduzir-se-á numa maior produção de biogás (maximizando a recuperação da energia das águas residuais), numa maior destruição de matéria volátil (reduzindo as quantidades a processar nos estágios seguintes da linha de tratamento e minimizando o potencial de emissões diretas de GEE das lamas digeridas, principalmente no caso da sua deposição em aterro) e numa maior estabilização das lamas digeridas (aumentando as potencialidades da sua valorização final). Estes objetivos coincidem com os objetivos ambientais do tratamento, pelo que os investimentos e os cuidados acrescidos colocados na exploração de uma eficiente digestão anaeróbia de lamas têm, assim, uma dupla compensação.

O controlo processual de uma instalação de digestão anaeróbia de lamas assentará nas seguintes linhas de atuação:

1- realização de um conjunto de testes (visuais, laboratoriais, microbiológicos) em rotina e em eventuais situações pontuais de disfuncionamento do processo;

2- realização de ajustes no processo, sempre e logo que a análise dos resultados de análises ou dos testes revelem tal necessidade, por forma a evitar o agravamento de situações de disfuncionamento;

3- registo dos valores obtidos nos testes, por forma a constituir um histórico do processo, que se afigura importante, quer na análise das possibilidades de otimização do processo (melhoria de eficiência e redução de consumos energéticos), quer na avaliação das medidas de recuperação de situações de disfuncionamento.

O controlo de rotina incidirá sobre os parâmetros determinantes do funcionamento e da eficiência do processo de digestão anaeróbia. Deverá também ser efetuado um controlo sistemático da eficiência do processo, com base nos resultados do programa de controlo analítico, o qual, apoiado numa análise do histórico dos registos anteriores, permitirá ao operador a tomada das medidas necessárias para correção tempestiva de eventuais desvios.

Os principais fatores operacionais que podem afetar a eficiência da digestão anaeróbia e que deverão ser alvo de especial atenção na operação das instalações, são os seguintes:

- tempo de retenção hidráulica e de sólidos;
- carga orgânica aplicada nos digestores;
- regimes de alimentação de lamas aos digestores e de extração de lamas digeridas;
- temperatura das lamas;
- parâmetros de natureza química (alcalinidade, ácidos voláteis, pH e toxicidade);
- mistura e agitação das lamas em digestão.

Os principais indicadores de falha do processo de digestão, que podem indiciar a necessidade de ajustes no processo, são os seguintes:

- aumento da relação ácidos voláteis / alcalinidade;
- aumento do teor de ácidos voláteis;
- descida da alcalinidade;
- descida do pH;
- descida da taxa de produção de biogás;
- subida do teor de $CO_2$ no biogás.

Os sobrenadantes da digestão de lamas retornam normalmente à cabeça da ETAR e podem constituir uma carga considerável, sobretudo de amónia, que pode aumentar significativamente o consumo de oxigénio nos reatores biológicos. Por esta razão, deve ser monitorizada e controlada a qualidade destes sobrenadantes e avaliados os impactos destas cargas no processo, através da realização de balanços mássicos.

A agitação e mistura das lamas em digestão deve ser objeto da maior atenção, pois é uma condição determinante para a eficiência da digestão anaeróbia, eliminando a estratificação das lamas (temperatura mais homogénea), promovendo o contacto entre a matéria orgânica e os microrganismos, evitando a ocorrência de fenómenos de curto-circuito e mitigando a ocorrência de escumas.

A concentração em sólidos das lamas a digerir deve ser controlada, com base num compromisso entre:

- evitar lamas demasiado fluidas que conduzem, para o mesmo tempo de retenção hidráulica, a tempos de residência de sólidos que podem ser insuficientes, para além de implicarem a necessidade de maiores quantidades de calor para o aquecimento;

- evitar lamas muito concentradas, com dificuldades e consumos energéticos elevados na agitação e mistura das lamas em digestão.

A acumulação de lamas nos digestores é um problema muito comum na exploração de digestores e deve ser objeto de medidas mitigadoras que passam pelo acompanhamento do processo, tirando o máximo partido do equipamento disponível para este efeito e pela verificação sistemática da eficiência dos sistemas de agitação e bombagem de lamas.

A alimentação de lamas aos digestores deverá ser o mais contínua e homogénea possível, devendo aproveitar-se todas as disponibilidades da instalação para promover a regularização quantitativa e qualitativa das lamas antes da sua entrada no digestor.

No Guia Técnico do Biogás (Santos, 2000) são referidas as conclusões de um inquérito efetuado a um conjunto de entidades gestoras de instalações de digestão anaeróbia de lamas

em Portugal, tendo sido apontados os seguintes principais problemas na exploração de sistemas de digestão de lamas:

- acumulação de sólidos no digestor;
- fugas e baixa/variável produção de biogás;
- entupimentos das tubagens;
- formação de crostas;
- dificuldades de manutenção da temperatura;
- falhas nas bombas;
- dificuldades de impermeabilização do digestor.

### 1.6.10 Cogeração e utilização do biogás

Os principais problemas na operação e manutenção do equipamento de utilização do biogás, apontados pelos inquiridos no inquérito referenciado no item anterior, foram os seguintes (Santos, 2000):

- avarias dos motores de cogeração (os quais requerem elevados cuidados de manutenção);
- corrosão das tubagens de gás;
- avarias e obstruções das caldeiras;
- fugas nos gasómetros;
- entupimentos e colmatação dos filtros de limalha de ferro (tratamento do biogás);
- acumulação de condensados nas tubagens de gás;
- corrosão de válvulas e tubos de escape dos motores;
- avaria do quadro elétrico de comando e operação;
- falta de pressão do gás para utilização.

O biogás pode apresentar características e conter determinados contaminantes (humidade, sulfureto de hidrogénio e xiloxanos) que podem causar sérias perturbações nos equipamentos (caldeiras e geradores de energia elétrica), associadas principalmente à ação corrosiva e abrasiva destes contaminantes. O sulfureto de hidrogénio combinado com a humidade, origina ácido sulfúrico, altamente corrosivo de metais e estruturas. Os xiloxanos são compostos contendo sílica, oxigénio e metano, os quais, durante a combustão do biogás, são convertidos em dióxido de sílica que é um sólido muito abrasivo. Um dos aspetos essenciais da exploração de um sistema de cogeração assente na utilização de biogás prende-se com a existência de tratamentos adequados e eficientemente explorados para remover estes produtos do biogás, previamente à sua utilização.

A humidade é removida, na generalidade dos casos, por secagem frigorífica. Os xiloxanos são removíveis por adsorção em meios adsorventes de sílica ou em leitos de carvão ativado (WERF, 2011a).

O controlo dos sulfuretos no biogás pode ser efetuado através de atuação preventiva e de atuação corretiva. A atuação preventiva que mais precocemente pode minimizar este problema prende-se com a minimização dos sulfuretos e dos sulfatos à entrada da instalação de

tratamento de águas residuais, essencialmente através do controlo das condições de septicidade das águas residuais ao longo do seu transporte e da minimização da entrada de águas salinas nas redes. Outra forma de atuação preventiva que tem sido adotada com algum êxito é o doseamento de um agente oxidante nas lamas a digerir, sendo utilizado normalmente o cloreto férrico.

A atuação curativa visa a eliminação dos sulfuretos no biogás produzido, por oxidação ou adsorção em filtros de limalha de ferro, ou de outro material oxidante e, ou adsorvente.

Para utilização de biogás em motores de combustão, o sulfureto de hidrogénio e os xiloxanos deverão ser removidos até menos de 4 ppm (em volume) e de 0,07 ppm (em volume), respetivamente (WERF, 2011a).

Na exploração de uma instalação de cogeração deverá ser maximizado o rendimento global da instalação, através da adoção das seguintes linhas de orientação principais:

a) maximização do aproveitamento do calor produzido na forma de calor útil;

b) utilização racional do biogás, produzindo energia nas horas de ponta, tirando partido da capacidade de armazenamento de biogás disponível.

Para além de permitir uma redução dos consumos energéticos e, por essa via também, uma redução das emissões, estas orientações traduzir-se-ão na maximização do aproveitamento do biogás, o qual, neste contexto das emissões, é considerado uma fonte não emissora.

Deverá também ser prestada atenção especial ao cumprimento das condições impostas pelo regime remuneratório da cogeração e outras eventualmente associadas à certificação da instalação.

### 1.6.11 Processos de desidratação e secagem de lamas

A operação otimizada de instalações de desidratação ou de secagem de lamas tem benefícios a vários níveis, no contexto da minimização das emissões de GEE associadas ao tratamento de águas residuais:

a) ao nível da eficiência energética, proporcionando a minimização dos consumos energéticos e, assim, a mitigação das emissões indiretas associadas à compra de energia elétrica e as emissões diretas associadas à queima de combustíveis fósseis para obtenção do calor necessário à secagem;

b) ao nível da eficiência processual, proporcionando:

b1) a minimização dos consumos de reagentes e das emissões indiretas associadas à utilização destes (produção e transporte até à ETAR);

b2) a obtenção de lamas com características de qualidade compatíveis com a sua valorização, evitando as emissões diretas associadas à deposição em aterro e propiciando o aproveitamento dos créditos associados à reciclagem de energia e nutrientes;

b3) a obtenção das melhores sicidades, permitindo reduzir as quantidades de lamas a transportar a deposição/valorização e melhorando a manuseabilidade e as condições de armazenamento das mesmas.

Os filtrados da desidratação de lamas, que geralmente retornam ao tratamento da fase líquida, podem constituir uma carga considerável, sobretudo de amónia, que pode aumentar significativamente o consumo no arejamento dos reatores biológicos. Por esta razão, deve ser monitorizada e controlada a qualidade destes filtrados e avaliados os impactos destas cargas no processo, de forma a permitir a avaliação das medidas mitigadoras mais adequadas.

Os consumos energéticos associados às operações de desidratação e secagem de lamas, dependendo fortemente das soluções tecnológicas adotadas, dependem também dos cuidados e dos procedimentos operativos adotados na exploração das instalações. A orientação principal a adotar será a de operar estes processos da forma mais contínua e uniforme possível, minimizando o número de paragens dos equipamentos. Os operadores deverão prestar particular atenção aos parâmetros que condicionam a eficiência dos equipamentos que adiante se explicitam de forma muito sumária.

**Desidratação por centrifugação**

Os parâmetros que condicionam os consumos e as eficiências destes equipamentos são, essencialmente, os seguintes:

- características das lamas a desidratar;
- características e dosagens dos reagentes condicionadores das lamas;
- altura de líquido no tambor das unidades de centrifugação;
- ponto de alimentação dos reagentes;
- condição de funcionamento/desgaste das lâminas do parafuso, e do próprio parafuso;
- entupimentos de tubagens;
- contacto entre o tambor e sólidos eventualmente acumulados na carcaça das unidades de centrifugação.

Os consumos energéticos deverão ser monitorizados. Uma variação rápida no consumo indiciará entupimentos em tubagens de descarga de lamas ou o contacto do tambor com os sólidos acumulados na carcaça das máquinas. Uma variação lenta nos consumos poderá revelar um desgaste do parafuso ou das suas lâminas.

A altura de líquido no tambor deverá ser ajustada, da forma prevista pelo fabricante da máquina.

O operador deverá usar os acessos visuais à linha de alimentação de reagentes, à saída de lamas desidratadas e à saída de líquido centrifugado, quando existentes, para efeito de acompanhamento do processo.

Deverão ser inspecionadas periodicamente (periodicidade a estabelecer caso a caso em função da abrasividade das lamas) as lâminas do parafuso da máquina, comunicando aos serviços de manutenção a eventual necessidade da sua substituição.

**Desidratação em filtros de banda**

Os parâmetros principais que afetam a eficiência do processo de desidratação de lamas em filtros de banda são os seguintes:

- tipo e características de lamas a processar;
- tipo e dosagem do agente condicionador das lamas;
- características da máquina (velocidade, tensão, tipo e malha das telas).

Os parâmetros sobre as quais o operador pode atuar, no sentido de melhorar a eficiência do processo, são a velocidade e a tensão das telas. Deverão ser efetuados ensaios com diferentes velocidades da tela para determinar qual a velocidade que promove os melhores resultados, em termos da sicidade das lamas desidratadas. A tensão das telas acima de determinado valor não melhora a sicidade das lamas desidratadas, tendo como efeito único proporcionar uma maior penetração das lamas nos poros das telas, originando eventuais fenómenos de extrusão. Uma excessiva tensão nas telas, ao causar um apertar da malha, pode dificultar a operação de lavagem das telas, situação em que uma imediata redução da tensão das telas deve ser equacionada.

## 1.7 Manutenção das instalações e equipamentos

### 1.7.1 Considerações gerais

A manutenção das instalações e equipamentos de tratamento de águas residuais assume, no contexto da eficiência energética e da minimização de emissões, uma importância a dois níveis: por um lado ela é uma condição imprescindível para a eficiência das instalações, na medida em que permite minimizar os tempos de paragem e manter os processos e equipamento nas suas melhores condições de eficiência; por outro, as atividades que lhe estão associadas são elas próprias origem de emissões diretas e indiretas, estas últimas incorporadas na energia elétrica consumida adquirida e nos produtos consumidos.

A manutenção de instalações pode ser classificada em:

a) manutenção preventiva, quando o essencial da sua ação se destina a aumentar a duração dos equipamentos, garantir o seu funcionamento em boas condições de eficiência e a reduzir a frequência de situações de avaria;

b) manutenção curativa, quando visa corrigir uma situação de avaria ou de deficiente funcionamento de um equipamento.

A manutenção preventiva pode ser classificada em:

a1) sistemática, quando a intervenção sobre os equipamentos e a substituição de consumíveis é efetuada periodicamente, de forma sistemática, por períodos de tempo a definir normalmente pelo fabricante, independentemente do estado de conservação e desgaste do equipamento;

a2) condicionada, quando as necessidades de reparação ou substituição de equipamentos ou peças são identificadas através de uma avaliação contínua das suas condições de funcionamento.

### 1.7.2 Manutenção preventiva sistemática

Este tipo de manutenção não é a mais interessante do ponto de vista da redução de emissões, uma vez que a periodicidade sistemática das intervenções de manutenção pode, por um lado, conduzir à substituição de peças ou equipamentos que se encontravam em boas condições de funcionamento e, por outro, atrasar a substituição ou reparação de equipamentos ou peças que envelheceram mais rapidamente do que a média e se encontram a funcionar deficientemente. O primeiro aspeto referido pode mesmo traduzir-se numa redução de fiabilidade das instalações, uma vez que a probabilidade de disfuncionamento ou avaria dos equipamentos é grande nos primeiros tempos de funcionamento (infantilidade dos equipamentos). Esta desvantagem pode traduzir-se numa hipotética substituição de determinado equipamento que funcionava bem por outro que, por apresentar uma deficiência de fabrico, por exemplo, avariou nos primeiros tempos de funcionamento.

Pelas razões sumariamente apontadas, sugere-se que a manutenção preventiva sistemática seja reduzida aos casos de equipamentos de características de duração muito homogéneas e relativamente aos quais seja difícil uma avaliação contínua das suas condições de funcionamento.

### 1.7.3 Manutenção preventiva condicionada

Este tipo de manutenção, realizada com o equipamento em funcionamento normal (não obrigando a paragens), utiliza fundamentalmente os seguintes grupos de ferramentas:

a) a termografia que permite monitorizar as temperaturas de funcionamento dos equipamentos e identificar prematuramente situações de disfuncionamento, permitindo evitar um problema ou resolvê-lo de forma tempestiva;

b) a vibrometria que permite a identificação de problemas mecânicos na sua fase inicial através da avaliação das vibrações dos equipamentos;

c) a análise de correntes elétricas que permite identificar situações de sobre esforço de equipamentos indiciadoras de disfuncionamento;

d) a análise de óleos de lubrificação que permite detetar prematuramente situações de desgaste excessivo de equipamentos e identificar as suas origens.

Este tipo de manutenção tem grandes vantagens do ponto de vista das emissões de GEE associadas à manutenção de instalações, na medida em que permite:

1- reduzir consumos de energia e de materiais;

2- regularizar os fluxos, uma vez que as situações de paragem são reduzidas e podem ser programadas;

3- reduzir o número de paragens por avaria;

4- reduzir a utilização de materiais e equipamentos.

Pelas razões expostas, sugere-se que, sempre que viável técnica e economicamente, seja privilegiado este tipo de manutenção. A calibração de instrumentos assume uma importância determinante no domínio da manutenção preventiva condicionada.

### 1.7.4 Manutenção de fornos e caldeiras

Uma adequada manutenção de fornos e caldeiras é uma das medidas mais importantes para a eficiência energética e para a redução de emissões numa instalação de tratamento de águas residuais que integre processos térmicos na sua linha de tratamento, salientando-se a necessidade dos seguintes cuidados (NYSERDA, 2010):

a) inspeção dos queimadores várias vezes ao ano, com limpeza de resíduos acumulados e substituição de equipamento danificado;

b) limpeza das superfícies de transferência de calor para eliminar resíduos, com a periodicidade mínima anual, para maximizar a eficiência de transferência de calor;

c) recuperação de perdas (ar, calor, água, vapor) em tubagens e acessórios e reparação de deficiências de isolamentos;

d) ajustamento dos queimadores para os rácios ar-combustível mais eficientes;

e) monitorização da temperatura dos gases de escape;

f) monitorização das eficiências e realização de análises de avaliação de "*benchmarking*".

## 2 CONCEÇÃO DE ETAR PARA A EFICIÊNCIA E PARA A REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GEE

### 2.1 Princípios gerais de conceção

A conceção da linha processual de um sistema de tratamento de águas residuais deverá ser orientada para os seguintes objetivos essenciais:

a) integração dos processos inovadores disponíveis e das tecnologias emergentes, ao nível dos processos de tratamento, bem como dos sistemas de controlo e automação mais eficientes, visando a minimização do consumo energético;

b) flexibilidade de funcionamento/operação das instalações, para permitir:

b1) o confronto com diferentes condições de afluência de águas residuais, as quais poderão apresentar uma elevada variabilidade (caudais e cargas poluentes), devida a sazonalidade de ocupação urbana da bacia servida e, ou a variações das condições hidrológicas (estas últimas tenderão a extremar-se, em consequência das alterações climáticas);

b2) a possibilidade de utilização de diferentes fontes de energia com diferentes intensidades carbónicas, permitindo minimizar as emissões associadas ao consumo energético;

b3) a possibilidade de deslizar cargas de períodos de ponta para períodos de vazio, ou para períodos em que estão disponíveis fontes de energia de menor intensidade carbónica;

c) maximização da eficiência processual e energética;

d) maximização das potencialidades de aproveitamento da energia contida nas águas residuais;

e) integração de uma linha de tratamento de lamas que permita a obtenção de um produto final valorizável;

f) promoção da reutilização das águas residuais tratadas em usos internos compatíveis e previsão da possibilidade de reutilização em usos externos;

g) integração da cogeração das energias térmica e elétrica necessárias ao funcionamento da instalação de tratamento;

h) integração do aproveitamento de fontes renováveis de energia;

i) maximização das possibilidades de utilização de materiais reciclados, na construção e na operação;

j) utilização de forma racional dos reagentes e outros materiais, privilegiando a utilização de produtos menos carbónicos, para efeito de minimizar as emissões neles incorporadas.

A NYSERDA estabeleceu, no seu manual de melhores práticas na gestão de águas residuais, as seguintes orientações de conceção essenciais para a minimização do consumo energético em instalações de tratamento de águas residuais (NYSERDA, 2010):

- flexibilidade operacional;

- escalonamento da capacidade de tratamento;
- previsão da possibilidade de gestão das variações sazonais;
- flexibilidade de exploração de reatores biológicos;
- otimização de sistemas de arejamento;
- arejamento por ar difuso em bolha fina;
- compressores de arejamento de velocidade variável;
- controlo do oxigénio dissolvido em sistemas de arejamento;
- implementação de arejamentos em cascata, aproveitando quedas hidráulicas;
- implementação do tratamento de lamas por flotação por ar dissolvido;
- substituição de unidades de centrifugação por espessamento gravítico;
- previsão das soluções técnicas permitindo a melhoria da gestão de biossólidos;
- otimização dos processos de digestão de lamas;
- adequada agitação dos digestores;
- utilização do biogás para produção de calor e, ou eletricidade;
- redução dos consumos de água e reutilização de águas residuais tratadas.

A linha processual de tratamento deverá ser concebida com a preocupação não só de atingir o nível de tratamento das águas residuais que proteja o ambiente e a qualidade da água no meio recetor, mas também de promover esse nível de tratamento com o mínimo de emissões de GEE. Este aspeto é particularmente importante, nomeadamente em ETAR cuja implementação seja objeto de concurso de conceção/construção.

### 2.2 Edifícios e consumos administrativos

Os edifícios e as instalações administrativas dos sistemas de águas residuais contribuem com uma parcela não desprezável de consumo energético e de emissões de GEE, a qual pode ser minorada através da adoção, no momento da conceção das instalações, das seguintes orientações:

a) previsão, nos edifícios de apoio e administrativos, dos meios necessários para a informação e formação do pessoal;

b) opção por sistemas de iluminação e de AVAC de elevada eficiência:

c) adoção de medidas e soluções de conservação da energia no funcionamento diário das instalações (sensores de ocupação, temporizadores, detetores de movimento, dispositivos automáticos de controlo da temperatura, dispositivos de controlo automático da qualidade do ar, etc);

d) previsão de horários de trabalho que permitam a eficiência da utilização do equipamento de iluminação e aquecimento e o aproveitamento da luz solar;

e) instalação de sistemas de monitorização da utilização energética nos edifícios;

f) adequada conceção arquitetónica dos edifícios (necessidades de iluminação e comportamento térmico).

Estas medidas de conceção têm um potencial de poupança nos consumos administrativos da ordem de 25 a 75% (Crawford *et al.,* 2010).

## 2.3 Implantação e perfil hidráulico da ETAR

A implantação e o perfil hidráulico desempenha um papel muito importante no consumo energético de uma instalação de tratamento de águas residuais, pelo que a sua otimização constitui uma importante forma de aumentar a eficiência energética global da instalação. Um perfil hidráulico otimizado permitirá o aproveitamento máximo da energia da gravidade, reduzindo os consumos energéticos em elevações mecânicas.

O perfil hidráulico é também relevante ao nível da flexibilidade de uma instalação de tratamento de águas residuais, designadamente ao nível da facilidade de adaptação a diferentes condições de afluência. De facto, para permitir essa flexibilidade (por exemplo retirar órgãos de serviço em situações de reduzidas afluências, ou colocar em by-pass determinado órgão durante um período de afluências excedentárias), torna-se necessário, não só que os órgãos sejam dimensionados para fazer face a essas diferentes condições de afluência, mas também que o perfil hidráulico permita as respetivas ligações hidráulicas, disponibilizando cotas para vencer as perdas de carga hidráulica, em condições de escoamento satisfatórias.

O funcionamento hidráulico deverá ser verificado para todas as possibilidades de funcionamento da instalação nos diferentes modos proporcionados pela sua flexibilidade.

O perfil hidráulico de uma ETAR assume também uma grande importância ao nível da resiliência da instalação aos efeitos das alterações climáticas, especialmente nos sistemas de águas residuais que servem zonas costeiras planas e de cotas muito baixas, sujeitas à influência dos níveis de maré. A definição do perfil hidráulico de uma ETAR deverá ter em conta a conjugação dos riscos de caudais excedentários, associados a condições hidrológicas extremas, com o risco de subida do nível médio das águas do mar e a consequente subida do nível de água no local de descarga de águas residuais tratadas.

## 2.4 Bombagens

As bombagens são responsáveis por uma quota-parte importante dos consumos energéticos, variando muito de ETAR para ETAR, mas rondando, em termos médios, cerca de 14% do consumo total (Crawford *et al.,* 2010). Devem, por isso, merecer uma atenção especial na sua conceção e dimensionamento.

Na conceção e dimensionamento de sistemas elevatórios de águas residuais deverão ser considerados os seguintes princípios orientadores:

a) os grupos elevatórios deverão ser criteriosamente selecionados, em função das características do fluido a elevar e das características do sistema elevatório, designadamente das características de elevação e do regime de funcionamento;

b) deverão ser previstas e avaliadas todas as situações e regimes de exploração do sistema elevatório, tendo em conta a variação dos caudais a elevar e das alturas geométricas e manométricas de elevação;

c) os grupos elevatórios deverão ser selecionados de forma a que o seu funcionamento ocorra nas suas condições de melhores eficiências (preferencialmente no troço ascendente da curva de rendimentos, próximo do ponto máximo);

d) deverá procurar-se a adaptação das capacidades de elevação dos grupos às necessidades de caudais a elevar e às alturas de elevação a satisfazer, considerando os diferentes regimes previsíveis, utilizando as seguintes possibilidades e critérios de atuação:

d1) o número de paragens da instalação deve ser minimizado;

d2) as situações de necessidade de parcialização de válvulas nas tubagens de compressão dos grupos, para regular o caudal elevado através da introdução de perdas de carga, devem ser evitadas;

d3) a regulação do caudal através do desvio por *by-pass* do caudal excedente deve ser evitada, pois constitui uma solução ineficiente;

d4) deverá considerar-se a divisão do caudal a elevar por um número razoável de grupos elevatórios instalados em paralelo, por forma a que, combinados entre si e funcionando nos pontos de melhor rendimento, satisfaçam a gama de caudais a elevar;

d5) deverá equacionar-se a instalação de variadores da frequência da corrente elétrica, atuando sobre as alimentações de alguns ou da totalidade dos grupos elevatórios, criteriosamente selecionados, por forma a poderem, no conjunto, adaptar-se a todas as situações de caudais a elevar, funcionando nas gamas dos seus melhores rendimentos;

d6) os variadores de frequência deverão ser controlados automaticamente em função, ou dos valores dos caudais a elevar, ou dos níveis na aspiração e, ou na entrega, ou das pressões no sistema, através de sistemas de comando automáticos controlados por sistema SCADA.

Os grupos eletrobomba deverão apresentar boa eficiência hidráulica e ser alimentadas por motores de elevada eficiência. A potência dos motores deve ser adequada face à potência requerida pelas bombas nas suas condições de operação mais severas, evitando situações de utilização em subcarga e em sobrecarga. Deverão ser instalados sistemas de correção do fator de potência.

Esta questão da eficiência deverá ser enfatizada no projeto e devidamente enquadrada nas cláusulas técnicas dos cadernos de encargos. Nos programas de concursos deverá ser solicitada a apresentação, nas propostas dos concorrentes, de toda a informação pertinente para a avaliação das eficiências dos grupos elevatórios, por forma a esta poder constituir um fator de avaliação das propostas para o fornecimento dos equipamentos. Deverão ser solicitadas garantias das eficiências requeridas e definidas penalizações para aplicação em caso de incumprimento.

## 2.5 Conceção de operações e processos unitários de tratamento - Fase líquida

### 2.5.1 Decantação primária

A decantação primária é uma operação assente essencialmente em processo físico de sedimentação, não tendo efeito relevante ao nível da oxidação da matéria orgânica, uma vez que os tempos de retenção são normalmente reduzidos. As lamas extraídas nesta operação apresentam por isso concentração elevada de carga orgânica, com um elevado potencial de recuperação de energia quando submetidas a processo de digestão anaeróbia. Por esta razão é recomendável maximizar a eficiência desta operação, com duas grandes vantagens em termos da eficiência energética da ETAR:

a) a remoção de uma maior quantidade de matéria orgânica e o seu envio para a digestão anaeróbia permite aumentar a produção de biogás;

b) esta maior remoção traduz-se numa redução da carga orgânica a tratar no processo biológico a jusante, com redução dos consumos energéticos no arejamento.

Algumas referências bibliográficas propõem mesmo uma assistência físico-química à decantação primária, com utilização de reagentes e balastros, no sentido de aumentar significativamente as eficiências da decantação primária (WERF, 2011b). Contudo, estas referências parecem visar estritamente a eficiência energética, devendo a análise ser mais abrangente quando se pretende uma redução global de emissões. De facto, neste balanço haverá também que ponderar as emissões associadas à utilização dos reagentes e materiais de balastro (areia micrométrica, nomeadamente) que podem ser significativas (emissões incorporadas nestes produtos).

### 2.5.2 Tratamentos biológicos aeróbios

**Conceção dos reatores e flexibilidade do sistema**

Uma boa conceção dos reatores biológicos aeróbios desempenha um papel fundamental ao nível da eficiência energética e da redução de emissões de uma ETAR e deverá permitir:

a) uma gestão otimizada da biomassa nas diferentes zonas (anaeróbias, aeróbias e anóxicas) do reator, através do estabelecimento das condições ambientais e de disponibilidade de substrato necessárias ao desenvolvimento dos microrganismos mais adequados em cada zona face aos objetivos a alcançar, maximizando a eficiência processual e minimizando os consumos energéticos em processos de arejamento;

b) a minimização da energia necessária para manter a biomassa em suspensão, agitação e circulação, sem ocorrência de curto circuitos e de zonas mortas que se traduzem em bolsas de anaerobiose potencialmente emissoras de metano;

c) uma flexibilidade operacional de exploração dos reatores para fazer face a diferentes condições de afluência de águas residuais a tratar.

A flexibilidade operacional deverá traduzir-se na possibilidade de aproveitamento das seguintes oportunidades de poupança de energia (Crawford *et al.,* 2010):

- retirada de unidades de serviço quando desnecessárias face às condições de afluência;

- funcionamento dos equipamentos nos seus pontos de melhores rendimento, com instalação de variadores de frequência, se necessário;

- instalação de unidades de menor dimensão, em detrimento de menos unidades de maior dimensão, proporcionando uma maior modularidade de exploração, mais facilmente adaptável a diferentes condições;

- instalação de equipamento de controlo e automação fiável, com determinações paramétricas em linha integradas em processos automáticos de gestão energética visando a conservação de energia;

- definição de zonas de transição entre diferentes ambientes (anaerobiose, aerobiose, anoxia) com alguma flexibilidade, por forma a permitir a gestão dos volumes e das biomassas em cada uma destas zonas e dos tempos de retenção dos microrganismos.

Os tanques de arejamento deverão dispor de descarregadores de conceção adequada face ao sistema de regulação do arejamento, devendo ser de crista regulável quando for previsível a necessidade de variação da altura de líquido. As tubagens de entrada e saída dos tanques de arejamento deverão permitir os modos de funcionamento previstos (alimentação faseada, contacto/estabilização, fluxo pistão, etc). O caudal afluente ao tratamento biológico deve poder ser distribuído igualmente, e medido, pelas linhas de tratamento, o mesmo acontecendo com o caudal de recirculação de lamas biológicas e com o caudal de recirculação de efluente nitrificado.

Em função da variabilidade previsível das características das águas residuais afluentes e da vulnerabilidade da linha de tratamento a elementos tóxicos, deve ser analisada a necessidade de instalação de um detetor de tóxicos a montante do processo biológico.

No dimensionamento dos sistemas biológicos devem ser consideradas as cargas poluentes afluentes mais as cargas previstas nos retornos do tratamento de lamas.

**Minimização das necessidades de oxigénio e maximização da eficiência do equipamento de arejamento**

O arejamento dos reatores biológicos aeróbios é responsável por cerca de 50 a 60% dos consumos de energia numa ETAR (USEPA, 2012). Para minimizar este consumo energético deverão ser adotadas três orientações principais ao nível da conceção:

a) minimizar as necessidades de oxigénio da biomassa presente nos tanques de arejamento:

b) aumentar a eficiência de transferência de oxigénio do ar para a massa líquida;

c) aumentar a eficiência do equipamento de arejamento.

Para minimização das necessidades de oxigénio deverão ser adotados os seguintes critérios de conceção:

- definição do nível de tratamento estritamente necessário face aos objetivos do tratamento (redução da idade de lamas para o mínimo compatível com aqueles objetivos);

- seleção do tipo de microrganismos mais adequados aos objetivos do tratamento e criação das condições ambientais e de disponibilidade de substrato mais adequadas para a sua proliferação;

- aproveitamento do oxigénio, sob a forma de nitrato (aplicável em processos com nitrificação/desnitrificação);

- medidas de otimização internas na instalação.

A minimização do consumo energético no arejamento passa pelo fornecimento do oxigénio estritamente necessário aos microrganismos. Para este efeito torna-se necessário prever um sistema de controlo com base em sensores de medição em linha dos parâmetros relevantes em função do tipo de reatores (oxigénio dissolvido, potencial redox, amónia, nitrato) e na comunicação dessa informação a um autómato que, em função de determinados *setpoints* ou de determinado programa de gestão, gere automaticamente o sistema de arejamento.

Para aumentar a eficiência de transferência de oxigénio do ar para a massa líquida (biomassa dos reatores), torna-se necessário instalar sistemas eficientes de transferência e proceder à sua instalação nas condições ótimas definidas pelos fabricantes na sequência dos ensaios realizados em fábrica. Os reatores deverão dispor dos sistemas e estar integrados num desenho com a flexibilidade suficiente para permitir o ajuste das condições de afluência às condições ótimas de desempenho do equipamento de transferência, através da retirada de serviço de células ou da alteração de zonas de transição.

O aumento da eficiência do arejamento pressupõe a seleção de equipamentos eficientes e o seu funcionamento nos seus pontos de melhores rendimentos. Na conceção e dimensionamento da instalação deverão ser testadas as diferentes condições de afluência de águas residuais e avaliada a forma como o equipamento previsto se adapta a essas diferentes condições e os rendimentos expectáveis.

Das medidas de otimização interna visando a minimização das necessidades de oxigénio, destaca-se o tratamento dos caudais de retorno do tratamento de lamas (sobrenadantes de flotadores e de digestores e filtrados de instalações de desidratação). Estes caudais podem representar 15 a 25% da amónia afluente ao processo biológico (kang *et al.,* 2010), sobretudo em ETAR que tratam lamas provenientes de outras ETAR. Os filtrados da desidratação de lamas podem conter 800 a 1200 mg/L $NH_4$-N (Joss *et al.,* 2010).

**Arejamento mecânico por turbinas de arejamento**

As turbinas de arejamento devem ser do tipo adequado face às quantidades de oxigénio a fornecer e às características do reator, designadamente a geometria, as condições de circulação e agitação e a profundidade líquida.

Em reatores de mistura completa arejados por turbinas, a manutenção da biomassa em suspensão é garantida pela turbulência causada pelo funcionamento das turbinas. Nestes casos, o funcionamento dos arejadores pode ser ditado, em determinadas situações de afluência, não pelas necessidades de oxigénio, mas pelas exigências de agitação para manutenção da suspensão, o que se traduz em ineficiência, uma vez que o equipamento de

arejamento apresenta baixas eficiências de agitação. Nos reatores biológicos onde é previsível esta situação, deverá ser ponderada a instalação de equipamento específico de agitação e circulação para funcionamento em períodos de reduzida necessidade de arejamento.

Em reatores do tipo canal ou carrocel, os arejadores, normalmente turbinas de eixo horizontal, garantem, total ou parcialmente, a circulação da biomassa. A eficiência de arejamento destes equipamentos e a sua flexibilidade para, de forma eficiente, se adaptarem a diferentes necessidades de arejamento, melhoram muito com a possibilidade de se variarem as suas submergências. Por esta razão, os descarregadores dos reatores devem ser equipados com crista variável. Esta possibilidade melhorará também a flexibilidade de adaptação a variações sazonais ou anuais dos caudais afluentes, ou a grandes variações nos caudais de recirculação de lamas na sequência de episódios de perda de sólidos. Esta variação pode ser motorizada por forma a permitir a inclusão da submergência do equipamento de arejamento no conjunto de parâmetros de controlo automático do processo de arejamento (WEF, 1998).

**Arejamento por ar difuso**

Para melhoria da eficiência dos sistemas de arejamento por ar difuso, deverão ser adotados os seguintes cuidados essenciais ao nível da conceção e projeto:

a) seleção de compressores de arejamento de elevado rendimento;

b) seleção de difusores de elevada eficiência de transferência;

c) adoção de uma geometria adequada do tanque de arejamento, com especial importância para a altura líquida que deverá garantir boas condições de dissolução do oxigénio;

d) dimensionamento do sistema de transporte de ar por forma a reduzir as perdas de carga, as quais deverão ser inferiores a 10% da pressão total necessária ao sistema de ar difuso (perdas de carga nos difusores mais a carga correspondente à altura líquida no reator);

e) seleção do sistema de arejamento e dos difusores mais adequados face às características das águas residuais, tendo em vista minimizar os riscos de colmatação;

f) instalação de um sistema de prevenção de "*fouling"* nos difusores e de limpeza das tubagens de transporte de ar;

g) previsão da drenagem de condensados formados nas tubagens de transporte de ar;

h) dimensionamento adequado dos compressores de ar, tendo em conta as variações das necessidades de ar (diárias, sazonais e ao longo do período de vida útil), prevendo uma configuração modular que permita satisfazer todas as situações de arejamento (configurações correntes: instalação de quatro compressores com a capacidade individual de 33% das necessidades de ar de projeto; ou instalação de dois compressores com 25% e dois com 50% da capacidade (USEPA, 2010));

i) instalação do equipamento e da instrumentação de controlo que permita reduzir o funcionamento dos compressores ao estritamente necessário para o fornecimento do ar requerido pelo processo, parando unidades e, ou reduzindo a velocidade de unidades providas de alimentação com variação de frequência;

j) adoção de uma configuração adequada do sistema de arejamento que permita tirar proveito da flexibilidade operacional dos reatores para fazer face a diferentes condições de afluência e que permita um arejamento escalonado proporcional à carga a eliminar (maior no início do reator e descendo gradualmente no sentido da aproximação da secção final, de forma proporcional ao substrato disponível e à relação F/M);

k) instalação de equipamentos específicos para agitação e circulação da biomassa que permitam uma gestão dos tempos de paragem e dos caudais de ar menos dependente da necessidade de garantir condições de agitação e circulação.

Os difusores deverão proporcionar uma elevada transferência de oxigénio do ar insuflado para a massa líquida, devendo equacionar-se a opção por arejadores de bolha fina. Contudo, deverão ser prevenidas, no projeto, as seguintes vulnerabilidades e exigências associadas a este tipo de difusores (Devata, 2010):

- maior suscetibilidade à ocorrência de "*fouling*" e maiores exigências do sistema de limpeza;
- maior suscetibilidade a ataques químicos (especialmente as membranas perfuradas);
- em virtude de a maior eficiência proporcionar a possibilidade de adoção de taxas de arejamento inferiores, torna-se necessário um sistema de distribuição de ar mais eficiente e um controlo mais rigoroso do processo, uma vez que as margens de folga são mais reduzidas;
- as taxas de arejamento requeridas, sendo mais baixas, podem não garantir a agitação e circulação nos reatores, havendo que analisar a necessidade de equipamento específico para este fim;
- deverá ser avaliada a necessidade de prever os dispositivos necessários para um rápido esvaziamento de cada reator, para permitir uma eventual limpeza geral dos difusores; no caso de pequenas instalações, dispondo apenas de uma única linha de tratamento e em que o esvaziamento não é possível ou aconselhável, deverá ser avaliada a instalação de dispositivo que permita essa limpeza geral com o reator cheio.

**Controlo dos sistemas de arejamento**

O controlo das concentrações de oxigénio dissolvido na biomassa, visando os valores estritamente necessários à manutenção do processo biológico, é determinante para a eficiência processual e energética de uma ETAR. Um excesso de arejamento, para além de representar uma perda de energia, tem influência negativa ao nível da sedimentabilidade das lamas, do crescimento de filamentosas, do funcionamento das zonas anóxicas, da necessidade de fonte externa de carbono em reatores anóxicos e do funcionamento da decantação secundária. Um insuficiente arejamento pode induzir o crescimento de filamentosas e comprometer os objetivos do tratamento.

Deverá ser avaliada a possibilidade de o controlo do processo de arejamento ser efetuado de forma automática, em função não só da concentração de oxigénio dissolvido ou do potencial Redox, mas também de outros parâmetros, como a amónia. Deverão ser previstos sistemas de controlo eficazes do processo de arejamento, no sentido de reduzir os riscos de situações de

disfuncionamento e, assim, viabilizar uma redução das margens de segurança na definição dos "*setpoints*" que controlam o processo, permitindo reduzir as taxas de arejamento e os consumos energéticos.

### 2.5.3 Tratamentos biológicos anaeróbios

Na conceção de uma linha de tratamento que integre este tipo de tratamentos deverá atender-se aos seguintes aspetos principais (Crawford *et al.,* 2010):

a) estes processos anaeróbios produzem metano, normalmente difícil de valorizar energeticamente, podendo originar emissões diretas de GEE;

b) estes processos apresentam eficiências de oxidação da $CBO_5$ da ordem de 60-70% (medido numa base de média anual), não cumprindo os objetivos habitualmente fixados para o tratamento biológico e obrigando a um tratamento complementar de afinação;

c) é expectável a formação de sulfureto de hidrogénio nestes processos anaeróbios de tratamento, exigindo a implementação de medidas de mitigação (normalmente sistemas de ventilação e desodorização) para segurança do pessoal e das instalações, proteção da saúde pública e do ambiente (evitando a libertação de maus odores) e proteção das estruturas e equipamentos da ação corrosiva do sulfureto de hidrogénio (quando convertido em ácido sulfúrico).

Os processos de desodorização consomem energia e, frequentemente, reagentes. Podem provocar emissões diretas, designadamente de óxido nitroso.

### 2.5.4 Decantação secundária e recirculação de lamas biológicas

Uma boa eficiência da decantação secundária, para além de uma melhor qualidade do efluente, permite obter lamas com uma maior concentração de microrganismos, o que se traduz em menores caudais de recirculação de lamas biológicas. Para garantir esta eficiência, torna-se necessário adotar as seguintes orientações na conceção e projeto dos decantadores secundários:

a) instalação de distribuidores de caudal que permitam garantir uma distribuição equitativa de água pelos decantadores;

b) adoção de profundidades laterais adequadas, face ao diâmetro dos decantadores;

c) previsão de equipamento de monitorização da altura do manto de lamas;

d) garantia da retenção de sólidos, mesmo nos períodos de máximo caudal;

e) remoção das escumas por processo adequado e processo de eliminação em situação anormal de excesso de escumas;

f) independência do funcionamento hidráulico dos decantadores face às restrições hidráulicas a jusante, em todas as situações de funcionamento, designadamente ao nível da garantia do funcionamento dos descarregadores não afetado por condições hidráulicas de jusante;

g) prevenção de fenómenos de curto-circuito;

h) garantia de capacidade das bombas de recirculação de lamas num intervalo adequado de variação dos caudais de lamas recirculadas e tendo em conta a necessidade de controlo da profundidade do manto de lamas;

i) avaliação da necessidade de previsão de equipamento de monitorização, em linha, das características das lamas extraídas dos decantadores secundários (caudal e teor de sólidos);

j) medição do caudal de recirculação de lamas e sistema de controlo dos caudais de recirculação;

k) possibilidade de repartição de lamas recirculadas por um diferente número de decantadores;

l) distribuição equitativa das lamas extraídas dos diferentes decantadores;

m) entrada das lamas recirculadas próxima da entrada de efluente nos reatores biológicos e distribuição equitativa das lamas recirculadas pelos tanques de arejamento;

n) previsões de pontos de lavagem nas condutas de recirculação de lamas;

o) previsão de um ponto com possibilidade de visualização das lamas recirculadas;

p) previsão da possibilidade de cloragem das lamas recirculadas para controlo de processos de crescimento de microrganismos indesejados.

### 2.5.5 Filtração de águas residuais (física e biológica)

A filtração física de águas residuais é aplicada como tratamento terciário, normalmente a montante de processos de desinfeção por radiação UV, para efeito de redução dos teores em sólidos suspensos, em ferro e em fósforo (componente particulada), visando a melhoria da transmitância das águas residuais à radiação UV, para aumentar a eficiência de eliminação de microrganismos patogénicos. Assim, uma boa eficiência desta filtração tem efeitos positivos também ao nível da desinfeção.

Os principais consumos energéticos da filtração associam-se à bombagem para “vencer” as perdas de carga no filtro e às bombagens para lavagem dos filtros, pelo que a conceção destas instalações deverá dedicar especial atenção à definição dos ciclos de lavagem e ao equipamento de controlo das operações de lavagem. Deve ser prevista a possibilidade de deslocar as operações de lavagem, quando desencadeadas pelo tempo máximo entre lavagens, para fora dos períodos de ponta de consumo da ETAR. Uma solução possível para minimizar estes consumos poderá ser, caso a topografia seja favorável, o armazenamento da água de lavagem dos filtros a uma cota elevada que permita a lavagem gravítica. O tanque de água de lavagem dos filtros seria abastecido a caudal reduzido e constante, privilegiando os períodos de vazio do diagrama de cargas e minimizando as necessidades energéticas (Nyserda, 2010).

O material e características do meio de enchimento e a altura do meio filtrante têm uma importância determinante, quer ao nível da eficiência processual da instalação, quer ao nível dos consumos energéticos, pelo que deverão ser criteriosamente selecionados e

estabelecidos, em função das características das águas residuais, das exigências de tratamento e do tipo e características do equipamento a instalar.

Deve ser prevista, no projeto, a possibilidade de controlo do desenvolvimento de biofilme nos filtros, através da utilização periódica de um agente oxidante, para evitar a necessidade de lavagens frequentes e para garantir o bom funcionamento dos filtros.

Para além das emissões de GEE associadas ao consumo energético, a filtração física de águas residuais tem associadas emissões incorporadas nos reagentes de assistência à filtração (agentes de coagulação e floculação, quando utilizados) e no material de enchimento do meio filtrante dos filtros. Para minimizar estas emissões podem ser adotadas as seguintes orientações:

a) seleção de reagentes com as menores emissões incorporadas na sua produção e transporte, e previsão dos dispositivos e conceções que minimizem a necessidade desses reagentes e as respetivas dosagens;

b) instalação dos equipamentos que viabilizem procedimentos de lavagem que minimizem as perdas de material filtrante;

c) seleção de meios filtrantes cuja produção e transporte incorpore o mínimo de emissões de GEE.

As instalações de biofiltração convivem mal com as variações de caudais e cargas a tratar (Rother *et al.,* 2004), pelo que na sua conceção deverão ser equacionadas medidas para regularizar quantitativa e qualitativamente as características das águas.

A utilização de uma fonte exterior de carbono, necessária nos filtros biológicos desnitrificantes (devido ao facto de o carbono ter sido oxidado nos filtros aeróbios a montante), pode ser minimizada através de conceções baseadas em dois estágios de biofiltração (pré-desnitrificação e pós-nitrificação). Esta conceção tem ainda a vantagem de permitir uma redução da recirculação interna, permitindo poupanças energéticas que podem atingir os 15% (Rother *et al.,* 2004). Em sistemas que não possuem esta conceção, as necessidades de metanol deverão ser objeto de uma monitorização permanente.

O doseamento de metanol em filtros desnitrificantes coloca alguns problemas operacionais, sobretudo em instalações de tratamento sujeitas a variações nas suas condições de afluência, que podem comprometer a estabilidade do processo de doseamento e de utilização pelos microrganismos desnitrificantes. Uma dosagem insuficiente de metanol, ou de outra fonte exterior de carbono, traduz-se numa limitação ao desenvolvimento destes microrganismos com implicações ao nível da eficiência de desnitrificação e da concentração de azoto no efluente tratado. Por outro lado, uma dosagem demasiada traduz-se normalmente numa subutilização do reagente, com impactos ao nível da subida da CQO no efluente tratado (facto que para além de comprometer o cumprimento da licença de descarga pode provocar maiores consumos nos processos terciários a jusante, como por exemplo na desinfeção por radiação UV). Por cada parte por milhão de metanol doseado em excesso, e não consumido, verifica-se uma subida da CQO que pode atingir 1,5 mg/L (*Site* da WEF – *Problem Solvers*).

No caso referenciado no *site* da WEF, da ETAR Lower Reedy em Simpsonville, em que se pretendia promover a desnitrificação seguida de desinfeção por UV, com consumo mínimo de metanol, foi adotado um doseamento de metanol monitorizado e controlado de forma permanente e automática em função da concentração de nitrato à entrada dos filtros desnitrificantes. Nos primeiros tempos de operação do sistema verificou-se a ocorrência de nitrito no afluente à desnitrificação. Como o algoritmo de determinação não considerava a presença de nitrito, verificaram-se situações de subdosagem de metanol. A situação foi corrigida através de uma correção do "*setpoint*" que subia as dosagens de metanol. Periodicamente foram efetuadas determinações do nitrito, para avaliar a eventual necessidade de novas correções. Os resultados referidos no parágrafo anterior recomendam a análise da viabilidade da instalação de um sistema de controlo das dosagens de metanol deste tipo, no momento da conceção de um sistema de biofiltração, ou mesmo mais tarde, na fase de exploração. Dado que as necessidades de fonte exterior de carbono dependem das disponibilidades de carbono presentes nas águas residuais afluentes aos filtros desnitrificantes, poderá ser avaliada a possibilidade de incluir este parâmetro, que pode ser medido em linha, no algoritmo de determinação da dosagem de fonte externa de carbono.

### 2.5.6 Desinfeção de águas residuais

Para reduzir os consumos de energia, a conceção e dimensionamento de uma instalação de desinfeção por radiação UV deve tratar com especial atenção os seguintes aspetos essenciais:

a) implementação dos pré-tratamentos adequados das águas residuais a desinfetar, tendo em vista maximizar a sua transmitância à radiação UV, parâmetro este que é afetado principalmente pelo teor em sólidos suspensos, pela turvação e pela presença de ferro;

b) conceção da instalação com a flexibilidade necessária para adaptação às variações diárias, anuais e sazonais das afluências e instalação de equipamento de regulação e controlo automático para ajustar a intensidade das lâmpadas e as dosagens de radiação aos caudais e à qualidade da água a tratar em cada momento;

c) não utilização, nos processos a montante, de reagentes contendo ferro, uma vez que este metal confere coloração à água, reduzindo a sua transmitância;

d) controlo dos teores de ferro ou alumínio, no caso em que estes elementos estejam presentes em reagentes utilizados a montante, para evitar o efeito acelerador do "*fouling*" nas lâmpadas induzido por estes elementos (USEPA, 2010);

e) instalação de um adequado processo de limpeza das lâmpadas que controle a formação de "*fouling*", sem por em causa a durabilidade das lâmpadas (efeito abrasivo das operações de lavagem);

f) instalação de lâmpadas eficientes, com opção preferencial por lâmpadas de baixa pressão e de alta intensidade, que apresentam as seguintes vantagens (USEPA, 2010): necessidade de um menor número de lâmpadas comparativamente com a utilização de lâmpadas de baixa intensidade; e menores consumos energéticos, comparativamente com a utilização de lâmpadas de média pressão;

g) utilização de balastros eletrónicos;

h) adoção de uma conceção hidráulica dos canais que garanta, em todas as condições de afluência:

h1) as condições idênticas às verificadas nos ensaios de fábrica e no bioensaio realizado pelo fabricante;

h2) adequadas condições de velocidade e mistura (suficiente para evitar curto-circuitos, sem provocar a formação de bolhas que possam servir de escudo aos microrganismos).

## 2.6 Conceção de operações e processos unitários de tratamento - Fase sólida

### 2.6.1 Princípios orientadores

Numa instalação de tratamento de águas residuais, a matéria orgânica e os nutrientes, poluentes principais eliminados, têm o seguinte encaminhamento:

- parte é removida na fase líquida, normalmente por processos de oxidação e, ou redução biológica e por processos físicos e físico-químicos;

- parte é transferida para as lamas produzidas, normalmente por processos físicos e físico-químicos e por processos biológicos (assimilação pelos microrganismos enviados para a fase sólida na forma de lamas em excesso);

- e outra parte segue no efluente tratado (a eficiência de tratamento não é de 100%).

As lamas produzidas nas instalações de tratamento de águas residuais apresentam um forte potencial de recuperação de energia, uma vez que a maior concentração de sólidos propicia condições para a digestão anaeróbia aquecida. Por outro lado, a recuperação de nutrientes é bastante mais fácil nas lamas do que na fase líquida, uma vez que estas podem ser desidratadas ou secas, proporcionando uma maior concentração de nutrientes recuperáveis, minimizando assim os volumes a transportar até aos locais de aplicação.

As emissões diretas associadas aos processos de tratamento da fase sólida são bastante mais importantes do que as associadas à fase líquida, uma vez que, para além de, naqueles, predominarem os tratamentos anaeróbios (emissores de metano) e processos do ciclo do azoto (emissores de óxido nitroso), as lamas têm de ser conduzidas a deposição final, com emissões associadas ao transporte e à própria deposição final.

Pelas razões sumariamente enunciadas, a conceção da linha processual de tratamento da fase sólida tem uma influência determinante nas emissões de GEE associadas ao funcionamento de uma ETAR, propondo-se a adoção das seguintes linhas de orientação:

a) maximização das potencialidades da digestão, com avaliação das possibilidades de codigestão ou de digestão conjunta das lamas de várias ETAR, visando o aproveitamento das economias de aglutinação;

b) avaliação da viabilidade da implementação de tratamentos prévios à digestão, nomeadamente a hidrólise, visando o aumento da eficiência da digestão, em termos de eliminação de voláteis, e a maximização da produção de biogás;

c) avaliação das soluções mais eficientes para valorização do biogás, incluindo a queima em caldeira ou em unidade de cogeração, tendo em conta as necessidades de energia elétrica e de calor (aquecimento dos digestores, hidrólise térmica das lamas a digerir, aquecimento das lamas a desidratar e secagem térmica das lamas);

d) avaliação da viabilidade da valorização das lamas no solo e da implementação dos tratamentos de higienização e estabilização necessários, face à legislação nacional e comunitária em vigor;

e) avaliação de todas as soluções de destino final alternativas à solução de deposição em aterro, solução esta que só deverá ser adotada no caso de não existir alternativa viável;

f) avaliação da viabilidade dos processos de tratamento que maximizem a sicidade final das lamas, melhorando as possibilidades de valorização e reduzindo necessidades de transporte;

g) avaliação das distâncias de transporte de lamas a destino final/valorização, enquanto variável a considerar na avaliação das diferentes soluções;

h) conceção da linha processual de tratamento de lamas enquadrada no Plano de Gestão de Lamas requerido pelo Decreto-Lei Nº 279/2009, de 2 de Outubro;

i) minimização da utilização de reagentes e materiais e prioridade à utilização de reagentes obtidos de materiais reciclados e que contenham menos emissões de GEE incorporadas no seu fabrico e transporte.

### 2.6.2 Espessamento

Na conceção de processos de espessamento de lamas deverão ser adotadas as seguintes orientações principais, visando a eficiência energética e processual e a minimização das emissões de GEE:

- adoção da soluções de espessamento (gravítico, flotação, mecânico) mais adequadas face às características das lamas a espessar;
- opção preferencial por soluções gravíticas e por aquelas com menores consumos e maiores eficiências energéticas;
- minimização da necessidade de reagentes e previsão da utilização de reagentes com as menores emissões incorporadas;
- definição da concentração requerida para as lamas espessadas com base na otimização do processo a jusante;
- previsão da possibilidade de utilização de água de diluição;
- previsão de soluções para prevenir a estratificação das lamas no interior do espessador;
- previsão e avaliação das características dos sobrenadantes e avaliação do impacto do seu retorno à entrada da ETAR no processo de tratamento a jusante e avaliação da necessidade de adoção de pré-tratamentos ou de medidas mitigadoras desses impactos.

### 2.6.3 Digestão anaeróbia

O consumo de energia e a eficiência processual de um processo de digestão de lamas podem ser otimizados através da adoção das seguintes orientações principais na sua conceção:

a) minimização das necessidades de calor para aquecimento das lamas em digestão através:

a1) da seleção do regime de digestão (mesofílico ou termofílico) mais adequado, tendo em conta as características das fontes de energia disponíveis e os objetivos de qualidade requeridos para as lamas digeridas;

a2) da adoção de uma ponderada concentração de lamas em digestão;

a3) da utilização de soluções eficientes de permuta térmica;

a4) da minimização das perdas térmicas dos digestores, através de cuidada seleção de materiais para a sua construção e isolamento;

b) minimização das necessidades energéticas para agitação das lamas em digestão através:

b1) da adoção de uma concentração de lamas a digerir resultante do compromisso entre as necessidades de aquecimento (que crescem inversamente com a concentração) e as necessidades de energia para agitação (que cresce diretamente com a concentração);

b2) da adoção de formas e geometrias dos digestores hidraulicamente otimizadas para minimizar a energia de agitação e circulação;

b3) da utilização de equipamentos de agitação e circulação eficientes.

A digestão anaeróbia é, como já foi referido, o processo de tratamento mais eficiente em termos da recuperação da energia incorporada nas águas residuais afluentes a uma ETAR. Neste sentido, na conceção de instalações de digestão anaeróbia de lamas deverá procurar-se a maximização da eficiência da redução de voláteis, uma vez que, para além de outras vantagens relacionadas com a redução do volume de lamas e com a melhorias das suas condições de estabilidade, esta maximização permitirá ainda melhorar a produção de biogás. Para este efeito, deverá ser avaliada a viabilidade de implementação de tratamentos prévios à digestão. No caso de estes tratamentos prévios assentarem em processos térmicos, por exemplo na hidrólise térmica, o abaixamento de temperatura das lamas a jusante do processo (visando as temperaturas adequadas ao processo de digestão anaeróbia) propiciará a recuperação de calor.

### 2.6.4 Cogeração de energias elétrica e térmica

Na conceção de uma instalação de cogeração deverão ser adotadas as seguintes linhas de orientação principais, tendo em vista a maximização da eficiência energética global da instalação e a satisfação das exigências técnicas e administrativas impostas pela legislação e pelo regime remuneratório da cogeração:

a) conceção da instalação visando a obtenção da certificação de eficiência, necessária à sua consideração no regime remuneratório da cogeração, a qual deverá comprovar a quantidade de energia elétrica produzida em cogeração de elevada eficiência e certificar que a instalação permite uma efetiva poupança de energia primária;

b) previsão dos dispositivos de monitorização/registo e controlo necessários à comprovação da eficiência ao longo da exploração;

c) compatibilização com os eventuais constrangimentos associados à ligação à Rede Elétrica de Serviço Público – RESP (Decreto-Lei Nº 321/2001 de 10 de Dezembro);

d) maximização das possibilidades de armazenamento de energia, em todas as formas sob as quais é utilizada ou produzida na instalação;

e) maximização da capacidade de armazenamento de biogás, avaliando a viabilidade de utilização de reservatórios de alta pressão;

f) gestão do diagrama de cargas da ETAR em função das disponibilidades da cogeração e dos balanços importação/exportação de energia, considerando a variação ao longo do dia dos preços da energia comprada, salvaguardando contudo a eficiência processual da ETAR e os objetivos do tratamento;

g) avaliação da viabilidade técnico-económica da solução de complementar o biogás disponível com uma fonte exterior de energia primária (por exemplo o gás natural) por forma a permitir a produção em cogeração de toda a energia térmica necessária na ETAR, exportando a energia elétrica produzida eventualmente excedentária relativamente às necessidades internas;

h) adoção dos sistemas de produção de energia (motores de combustão interna, turbinas, microturbinas, motores de combustão externa, pilhas de combustível) que apresentem as melhores eficiências;

i) implementação dos tratamentos do biogás adequados para proteção dos equipamentos de cogeração (desumidificação, remoção de sulfureto de hidrogénio e de xiloxanos).

Existem no mercado empresas especializadas na prestação de serviços de exploração de sistemas de cogeração, segundo figurinos de contratualização muito diversificados, que podem incluir a construção/instalação e exploração ou apenas a exploração das instalações. Se a entidade gestora equacionar a avaliação da possibilidade deste tipo de contratualização, então será aconselhável algum envolvimento do prestador de serviços na conceção da instalação.

### 2.7 Monitorização e gestão centralizada de energia (SCADA)

Uma instalação de monitorização e gestão centralizada de energia deverá ser concebida com os seguintes objetivos essenciais (Crawford *et al.,* 2010):

a) monitorização, em tempo real, do diagrama de cargas para efeito de permitir retirar vantagem da flexibilidade da instalação, em termos de possibilidades de deslocação de consumos para períodos mais favoráveis;

b) monitorização dos custos e das intensidades de emissão dos diferentes abastecedores/origens de energia e seleção da fonte com menores custos e, ou com menores intensidades de emissão;

c) emissão de alarmes no caso de pedidos de carga excessivos, denunciadores de ineficiência;

d) otimização da gestão de equipamentos com alimentação de energia elétrica dotada de variação de frequência, visando a maximização da eficiência energética;

e) ajustes paramétricos automáticos de processos grandes consumidores de energia;

f) monitorização das concentrações de oxigénio dissolvido, amónia e nitrato nos reatores biológicos e controlo dos equipamentos de arejamento em função da parametrização das variáveis que influenciam o processo biológico e o consumo de oxigénio, por forma a minimizar o consumo energético no arejamento, sem comprometer os objetivos do tratamento;

g) monitorização permanente do consumo energético e estabelecimento de rotinas de “benchmarking” de consumos de energia e de comparação referenciada com outras variáveis, como o caudal e as cargas poluentes tratadas (NYSERDA, 2010).